

CONSEIL SCIENTIFIQUE

DE LA COMMISSION INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CONTRE LA POLLUTION

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

CAMPAGNE 2020

*Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman,
Campagne 2020, **2021***

Editeur :

Commission internationale pour la protection
des eaux du Léman contre la pollution – CIPEL

Agroscope - Changins - Bâtiment DC

50, route de Duillier

Case postale 1080

CH - 1260 NYON 1

Tél. :

CH : 058 / 460 46 69

FR : + 41 58 / 460 46 69

E-mail : cipel@cipel.org

Site web : <http://www.cipel.org>

La reproduction partielle de rapports et d'illustrations publiés dans les

"Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution"

est autorisée à la condition d'en mentionner la source.

La reproduction intégrale de rapports doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

I.	FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	5
II.	SYNTHESE DES RAPPORTS / EXECUTIVE SUMMARY	8
III.	ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES ..	25
1.	INTRODUCTION	26
2.	MÉTHODES.....	26
3.	MÉTÉOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX	27
4.	PROXY D'ACTIVITE PHYTOPLANCTONIQUE.....	33
5.	ELEMENTS NUTRITIFS	39
6.	AUTRES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES.....	44
7.	BIBLIOGRAPHIE	47
8.	ANNEXES.....	48
	DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES.....	53
IV.	PHYTOPLANCTON DU LEMAN	66
1.	INTRODUCTION	66
2.	METHODES.....	66
3.	RESULTATS ET DISCUSSION.....	67
4.	BIBLIOGRAPHIE	73
5.	ANNEXES	74
V.	ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES.....	76
1.	INTRODUCTION.....	77
2.	METHODES.....	77
3.	RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2020	78
4.	EVOLUTION DEPUIS 2014	80
5.	CONCLUSIONS.....	84
6.	BIBLIOGRAPHIE	84
VI.	BIOMASSE CHLOROPHYLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN	85
1.	INTRODUCTION.....	86
2.	METHODES.....	86
3.	RESULTATS ET DISCUSSION.....	86
4.	BIBLIOGRAPHIE	90
VII.	ZOOPLANCTON DU LÉMAN	91
1.	INTRODUCTION.....	92
2.	METHODES.....	93
3.	RESULTATS ET DISCUSSION.....	93
4.	BIBLIOGRAPHIE	101
VIII.	REGIME ALIMENTAIRE DES COREGONES DU LEMAN EN MILIEU PELAGIQUE.....	102
1.	INTRODUCTION.....	102
2.	MÉTHODOLOGIE	103
3.	RÉSULTATS	103
4.	CONCLUSION.....	108
5.	REMERCIEMENTS.....	108
6.	BIBLIOGRAPHIE	108
IX.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	109
1.	INTRODUCTION.....	110
2.	ÉCHANTILLONNAGE	110
3.	MÉTHODOLOGIE	111
4.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	112
5.	CONCLUSIONS.....	127
6.	BIBLIOGRAPHIE	127
7.	ANNEXES	128

X.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHONE AMONT.....	133
1.	INTRODUCTION.....	134
2.	ECHANTILLONNAGE.....	134
3.	METHODOLOGIE.....	135
4.	RESULTATS.....	136
5.	CONCLUSIONS.....	150
7.	BIBLIOGRAPHIE.....	151
8.	ANNEXES.....	153
XI.	MICROPOLLUANTS ORGANIQUES & MERCURE DANS LES POISSONS DU LEMAN.....	158
1.	INTRODUCTION.....	158
2.	METHODES.....	159
3.	RÉSULTATS.....	163
4.	DISCUSSIONS.....	174
5.	CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS.....	177
6.	BIBLIOGRAPHIE.....	177
7.	ANNEXES.....	180
XII.	FRAI DU COREGONE ET DE LA PERCHE DANS LE LEMAN.....	183
1.	CONTEXTE ET OBJECTIF.....	184
2.	MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	184
3.	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	186
4.	CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	190
5.	BIBLIOGRAPHIE.....	191
XIII.	MODÉLISATION DES APPORTS DIFFUS DE NUTRIMENTS (PHOSPHORE) DANS LE LÉMAN	192
XIV.	SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE : BIOLOGIE, ECOLOGIE, ET IMPACTS POTENTIELS DE LA MOULE QUAGGA, UNE ESPECE INVASIVE AU SEIN DU LEMAN	198
1.	INTRODUCTION.....	198
2.	SELECTION D'ELEMENTS IMPORTANTS.....	199
3.	CONCLUSIONS.....	206
4.	PERSPECTIVES.....	208
5.	BIBLIOGRAPHIE.....	209
XV.	ANALYSE RETROSPECTIVE DES INCERTITUDES PORTANT SUR LES CHRONIQUES DE PRELEVEMENTS BIOLOGIQUES ET EN LIEN AVEC LES PRÉLÈVEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES DU LÉMAN.....	212
XVI.	CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES (STEU).....	214
1.	INTRODUCTION.....	215
2.	SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT.....	215
3.	BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEU.....	217
4.	MICROPOLLUTION.....	226
5.	CONCLUSIONS.....	228
6.	BIBLIOGRAPHIE.....	228
7.	ANNEXES.....	229

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

1. LE LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27' lat. N	6°32' long. E de Greenwich
Altitude moyenne annuelle du plan d'eau (1943-2008) * :	372.05 m	mini : 371.78 (1949) maxi : 372.19 (1977)
Longueur des rives * * :	200.2 km	France : 58.0 km Suisse : 142.2 km • Vaud : 102.0 km • Valais : 7.6 km • Genève : 32.6 km
Superficie du plan d'eau * * :	580.1 km ²	France : 234.8 km ² Suisse : 345.3 km ² • Vaud : 298.0 km ² • Valais : 10.6 km ² • Genève : 36.7 km ²
Volume moyen :	89 milliards m ³ soit 89 km ³	
Débit moyen annuel du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2008)* :	182 m ³ /s	maxi (1999) : 227 m ³ /s mini (1976) : 127 m ³ /s
Débit moyen annuel du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2008)* :	250 m ³ /s	maxi (1995) : 327 m ³ /s mini (1976) : 166 m ³ /s
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.3 ans	
Longueur de son axe :	72.3 km	
Profondeur maximale :	309.7 m	
Profondeur moyenne :	152.7 m	

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac :

	Léman	Grand Lac	Petit Lac
Superficie du plan d'eau (km ² / %)	580.1	498.90 / 86	81.20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m (km ² / %)	43.7	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km ³ / %)	89	86 / 96	3 / 4
Profondeur maximale (m)	309.7	309.7	76
Profondeur moyenne (m)	152.7	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72.3	49	23.3

Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative est-ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m. Orienté nord-est - sud-ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées.

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

* * Calculs informatiques effectués sur des cartes OFT (Office fédéral de topographie) au 1:25'000

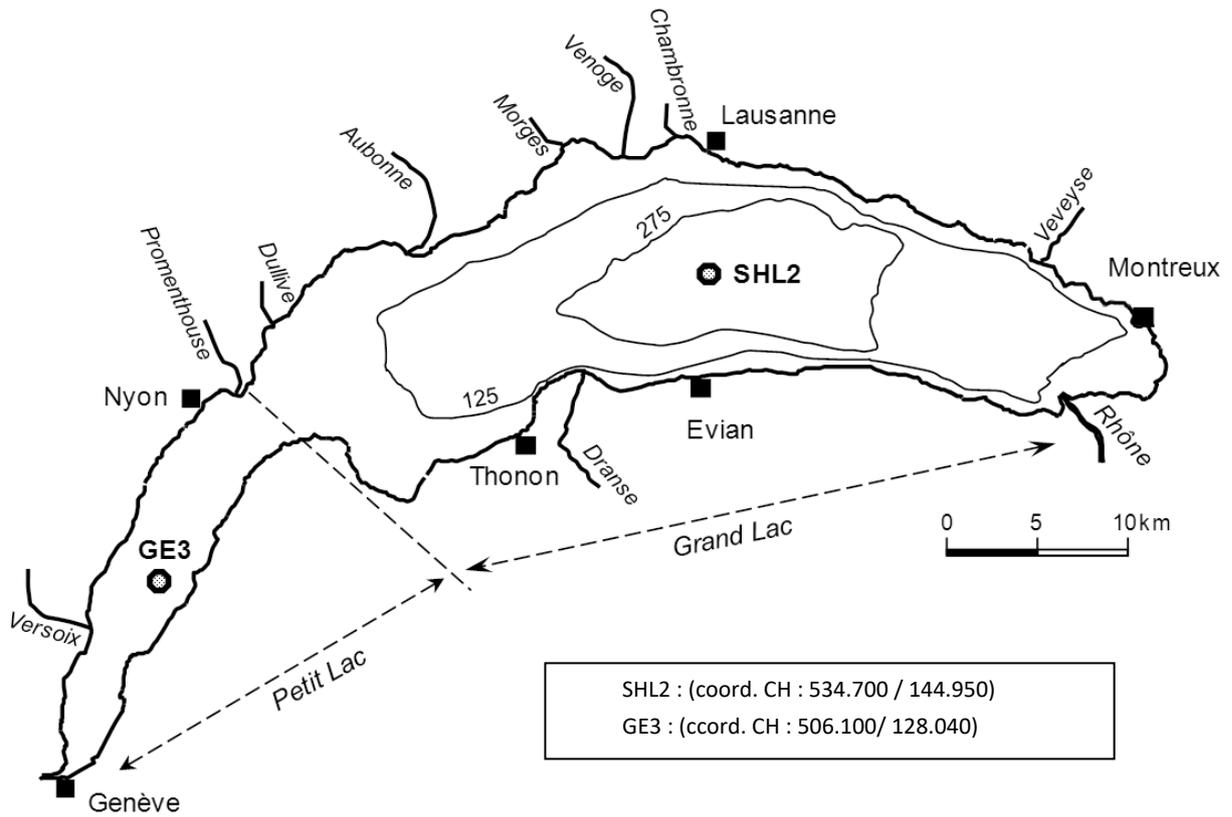


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements

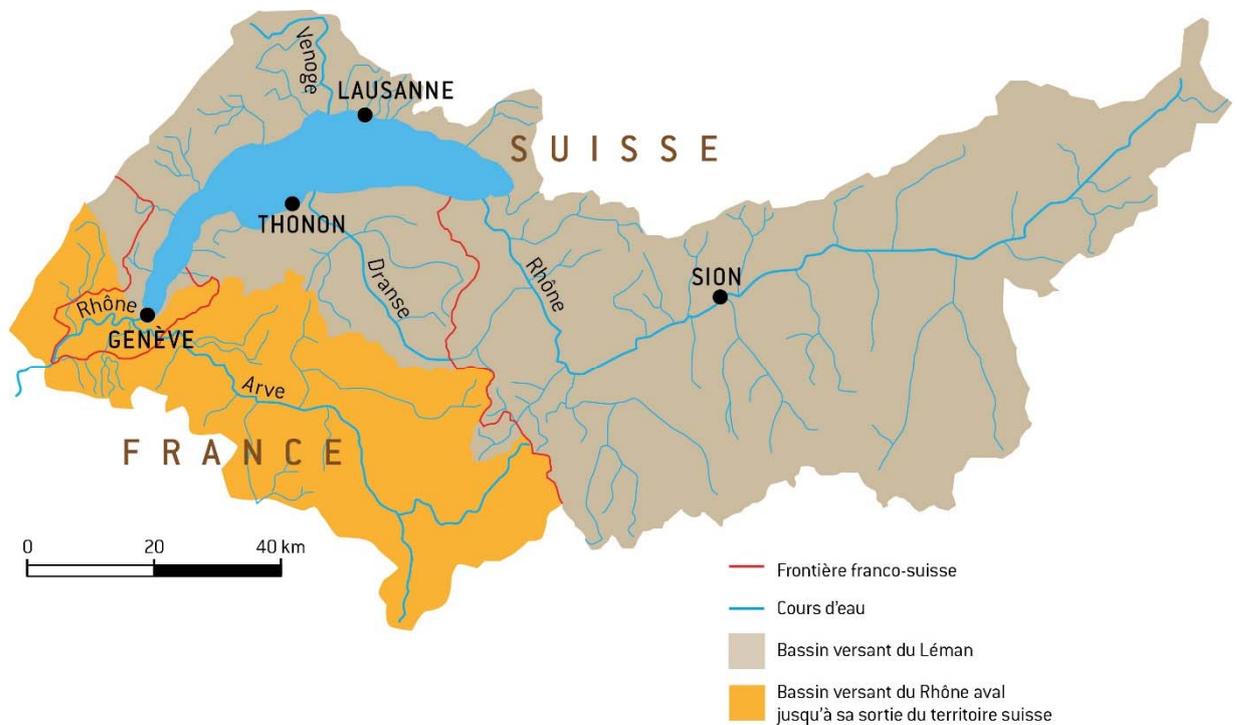


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

2. LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * :	7'999 km ²	
Surface du bassin versant (sans le lac) :	7'419 km ²	France : 893 km ² Suisse : 6'526 km ²
Altitude moyenne * :	1'670 m	
Altitude maximale (Pointe Dufour) :	4'634 m	
Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) * :	9.40 %	
Population permanente (2011) :	1'083'431	France : 142'229 Suisse : 941'202
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	556'227	France : 162'360 Suisse : 393'867
Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants :	Surfaces en eau :	7 %
	Surfaces d'habitat et infrastructures :	7 %
	Surfaces agricoles utiles : (incluant les alpages)	26 %
	Surfaces boisées :	31 %
	Surfaces improductives :	29 %
	62% d'herbages (dont alpages)	
	22% de terres arables	
	4% de viticulture	
	2% d'arboriculture	
	10% de zones agricoles hétérogènes	
Données :		
Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009)		
France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)		
La surface agricole utile se répartit de la manière suivante :		
Sources :		
Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ;		
Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006		

3. LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

(jusqu'à la frontière franco-suisse; bassin versant dont s'occupe la CIPEL)

Surface du bassin versant (lac compris) * :	10'323 km ²	
Altitude moyenne * :	1'580 m	
Altitude maximale (Mont-Blanc) :	4'810 m	
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * :	8.40 %	
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2008) * :	341 m ³ /s	maxi (1995) : 434 m ³ /s mini (1976) : 219 m ³ /s
Population permanente (2011) :	1'878'373	France : 530'772 Suisse : 1'347'601
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	886'057	France : 473'720 Suisse : 412'337

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

SYNTHÈSE DES RAPPORTS

CAMPAGNE 2020

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, ACW – CHANGINS – BÂTIMENT DC, ROUTE DE DUILLIER, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

SURVEILLANCE DU LEMAN

Les analyses physico-chimiques d'eau du lac, incluant les micropolluants, ainsi que le suivi biologique, sont réalisées au point le plus profond du lac, désigné SHL2 (cf. carte p.6). Un deuxième site (GE3), localisé dans le Petit Lac, est par ailleurs suivi par le Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE, Canton de Genève) ; la synthèse des données issues de ces deux points n'est cependant effectuée que tous les six ans, mais annuellement pour SHL2.

Le programme de surveillance de l'année 2020 a été perturbé par la pandémie due à la COVID19 : les restrictions aux déplacements ont conduit à l'interruption des prélèvements et mesures effectués à SHL2 de mars à mai 2020. De même certaines études ont été ralenties ou stoppées, et n'ont pu aboutir à temps pour figurer dans le rapport 2020.

1. EVOLUTION DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES

L'année 2020 a été particulièrement chaude, et a connu un rayonnement solaire relativement élevé tout au long de l'année. Ces conditions météorologiques ont induit une température moyenne annuelle de l'eau (mesure dans les 10 premiers mètres) la plus élevée depuis 1971 (soit environ +2°C depuis le début des années 70). Il en est de même pour les températures moyennes annuelles relevées à 50 et 100m.

Les conditions météorologiques hivernales n'ont pas permis de brassage complet. En 2020, il a atteint 120m de profondeur fin février 2020, avec comme conséquences principales :

- A. la poursuite du réchauffement des eaux à 300m, initiée depuis le dernier brassage complet de 2012 (+ 0.8°C en 8 ans).
- B. la poursuite de la baisse des concentrations en oxygène dissous au fond du lac. L'année 2020 a été la cinquième année consécutive durant laquelle la concentration en oxygène dissous au fond est restée constamment inférieure au seuil de 4 mg/L.
- C. une fertilisation de la couche euphotique en nutriments extrêmement réduite, et donc des concentrations faibles à l'échelle de l'année : dans les 30 premiers mètres, la concentration moyenne en orthophosphates était égale à 3.5 µg/L, celle en silice de 0.48 mg/L (soit inférieure de 0.11 mg/L à la concentration moyenne de 2019).

La concentration annuelle en phosphore total pondérée sur toute la colonne d'eau est de 16.9 µg/L, légèrement au-dessus de la borne supérieure de l'objectif de la CIPEL, et similaire à la valeur calculée en 2019.

La communauté phytoplanctonique était largement caractérisée par des espèces indicatrices de milieux oligotrophes (bonne qualité écologique). Les taxons filamenteux (*Mougeotia gracillima* et *Planktothrix rubescens*) ont cependant présenté des concentrations élevées en automne, avec des biomasses représentant jusqu'à 40% de la biomasse phytoplanctonique totale. La biomasse annuelle moyenne (1537 µg/L) était proche de celle des trois années précédentes ; l'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse du phytoplancton relativement basse (<1000 µg/L) n'a donc pas été atteint. L'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, permet de qualifier l'état écologique du lac de moyen pour l'année 2020 ; la valeur de cet indice en 2020 est la plus élevée de la chronique (1974-2020).

La production primaire est restée relativement élevée en été et en automne, par comparaison aux valeurs observées depuis 2015. En revanche, l'abondance du zooplancton a poursuivi sa baisse, avec une réduction des abondances sur l'ensemble des taxons de microcrustacés. Les abondances de daphnies sont extrêmement faibles par rapport aux abondances observées dans les années 80 et 90.

Il semble de plus en plus probable que cette évolution d'abondance des daphnies, une des principales proies des corégones, modifie le bol alimentaire de cette espèce. En effet, la contribution des daphnies à l'alimentation du corégone est corrélée à l'abondance des daphnies, et les mesures réalisées en 2020 confirment la tendance à une alimentation dominée par les Bythotrephes plus tôt dans l'année.

2. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LE RHÔNE ET LE LEMAN

Outre les résultats obtenus à SHL2, cette section reprend également les résultats des mesures effectuées à la Porte du Scex. A noter également que le chapitre du rapport dédié à la surveillance du Rhône à Porte du Scex inclut aussi des résultats de mesures effectuées dans la nappe phréatique associée.

2.1 PROGRAMME(S) DE SURVEILLANCE

Dans le Rhône (Porte du Scex), le programme d'analyse vise des pesticides (130 substances incluant quelques métabolites), des principes actifs pharmaceutiques (38 substances incluant quelques métabolites), deux agents anticorrosifs et quatre substances organiques diverses. Des échantillons composites collectés sur 14 jours sont réalisés tout au long de l'année.

A SHL2, des échantillons ponctuels sont collectés deux fois par an (après le brassage des eaux et en automne, en période de stratification) à différentes profondeurs pour les éléments trace métalliques ($N=26$) et les pesticides et métabolites ($N=144$), qui incluent notamment en 2020 quatre métabolites du chlorothalonil. Dans le cas des principes actifs pharmaceutiques ($N=67$), des échantillons ponctuels sont collectés trois fois par an (janvier, juin et septembre) à quatre profondeurs (1, 15, 100 et 305 m).

Toutes les analyses de substances organiques mentionnées ci-dessus ont été effectuées par le laboratoire SCITEC (Lausanne). Les éléments trace métalliques (SHL2) ont été analysés au SECOE (Genève).

2.2 RESULTATS : ELEMENTS TRACE METALLIQUES

Les teneurs mesurées dans le lac à SHL2 demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OPBD 2016 et Directive européenne CE/1998/83) ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles de l'ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998). Pour l'aluminium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le nickel, le thallium et le vanadium, les concentrations sont plus élevées en surface, contrastant avec l'arsenic et le manganèse (Mn), dont les concentrations sont plus élevées au fond, indiquant des dynamiques et des sources différentes. Bien que la teneur en oxygène dissous au fond soit restée inférieure à 4 mg/L toute l'année, il n'a pas été observé de pic de concentration de Mn en septembre comme les années précédentes.

2.3 RESULTATS : PESTICIDES

Dans le Rhône, les pesticides détectés et quantifiés sont principalement le glyphosate et son principal métabolite (AMPA), mais pas l'amidosulfuron pointé en 2019. Aucun pesticide ne dépasse la concentration seuil réglementaire pour l'eau potable. La charge cumulée estimée (flux annuel global pour tous les pesticides) atteint 250 kg, contre 280 kg en 2019 ; cette charge est en diminution régulière depuis 2017, où elle atteignait 444 kg, indiquant l'efficacité des mesures prises pour réduire les rejets industriels. Ce flux aurait en 2020 une origine probablement agricole pour 222 kg, dont 162 kg pour l'ensemble glyphosate - AMPA.

Des investigations complémentaires sont menées chaque année dans les eaux souterraines de la plaine du Rhône. Ainsi en 2019 des concentrations de chlorothalonil (fongicide largement utilisé en agriculture jusqu'en 2019) et de son métabolite R471811 supérieures à 0.1 µg/L avaient été relevées dans certains puits. Les analyses réalisées en 2020 dans les eaux souterraines se sont focalisées sur les points d'eau les plus problématiques, et sur des secteurs non investigués en 2019. D'une manière globale, les concentrations en chlorothalonil et pour son métabolite R471811 ont diminué de manière significative.

Dans le lac (SHL2), 12 substances ont été détectées en juin, et 28 en septembre. Les métabolites du chlorothalonil n'ont pas été identifiés (limite de quantification = 0.025 µg/L). Les résultats étaient conformes dans tous les cas aux exigences pour l'eau potable. En tendance, les concentrations sont plus élevées au fond qu'en surface.

Quatre pesticides et un métabolite ont été mesurés à des concentrations supérieures ou égales à 0.01 µg/L, le métalaxyl (fongicide), l'AMPA et l'atrazine (herbicide interdit depuis 2003 en France et 2007 en Suisse), le linuron et le diuron (herbicides). Leurs concentrations étaient inférieures à la limite maximale autorisée par substance individuelle dans l'eau potable (0.1 µg/L pour la plupart des pesticides). Du point de vue environnemental, les concentrations de ces substances sont également restées inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive 2008/105/EC, ainsi qu'aux valeurs guides mises en place en Suisse.

2.4 RESULTATS : PRINCIPES ACTIFS PHARMACEUTIQUES

Les concentrations maximales en 2020 dans le Rhône sont observées pour la metformine (concentration maximale 0.71 µg/L), la guanyl-urée (métabolite de la metformine, concentration maximale 1.57 µg/L), et la méthénamine (antiseptique urinaire, concentration maximale 0.67 µg/L). Cinq autres substances ont été détectées, à des concentrations inférieures à 0.1 µg/L, en particulier le diclofénac et la mémantine. Ces substances ne sont pas réglementées au titre de la production d'eau potable ; en revanche, les concentrations mesurées respectaient les valeurs limites pour la faune et la flore aquatiques. Le flux annuel cumulé 2020 est estimé à 2630 kg, en baisse d'environ 350 kg par rapport à 2019.

A SHL2, ce sont les mêmes substances quantifiées en 2019 qui se retrouvent à nouveau quantifiées en 2020, à l'exception de l'aténolol (anti-hypertenseur), qui a été quantifié pour la première fois en 2020, ainsi que la sulfaméthazine (sulfonamide, antibactérien, à usage notamment vétérinaire). La méthénamine est la troisième substance pharmaceutique la plus présente, avec des concentrations variant entre 0.037 et 0.093 µg/L. Comme dans le Rhône, les substances prédominantes sont la metformine (concentration médiane de 0.40 µg/L) et la guanyl-urée. Aucune concentration ne dépassait la valeur-guide pour les 67 substances dotées d'un tel critère.

A part la metformine, on observe la même tendance que pour les pesticides, soit des concentrations plus élevées en profondeur qu'en surface.

2.5 RESULTATS : AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES

Les deux composés anticorrosifs (benzotriazole et tolyltriazole) ont été systématiquement détectés, et parfois quantifiés, dans les eaux du Rhône (concentration maximale de 0.038 µg/L), induisant un flux annuel total de l'ordre de 200 kg en 2020, similaire à celui estimé pour l'année 2019. Ces deux substances ont été détectées à SHL2 en janvier et juin, avec des concentrations maximales de 0.045 µg/L pour le benzotriazole et de 0.028 µg/L pour le tolyltriazole. Les concentrations augmentent avec la profondeur.

Les concentrations du solvant 1,4 dioxane dans l'eau du Rhône oscillent entre non-détecté et 0.88 µg/L, soit un flux annuel d'environ 800 kg, en augmentation par rapport à 2019. Des investigations sont en cours pour identifier l'ensemble des sources d'émission de dioxane, le plus grand émetteur industriel connu ayant été par ailleurs invité à prendre des mesures de réduction et de surveillance de ses rejets. Dans les eaux du lac, la concentration de 1,4 dioxane varie entre 0.19 et 0.41 µg/L.

Le méthyl-tert-butyl éther (MTBE), qui est connu comme additif à l'essence, mais qui a aussi d'autres applications, a été déterminé dans l'eau du Rhône, où il présente une concentration moyenne de 0.068 µg/L (maximale 0.2 µg/L), soit un flux annuel estimé à 389 kg, en augmentation nette par rapport aux années précédentes. Cette substance n'a pas été détectée dans le Léman en 2020.

La benzidine, pompée dans la nappe d'accompagnement du Rhône où elle est présente à des concentrations inférieures ou égales à 0.3 µg/L dans le secteur de Viège, a été recherchée avec son principal métabolite (4-aminobiphényle) à Porte du Scex et à SHL2. Dans les deux cas les concentrations étaient systématiquement inférieures à 0.001 µg/L.

2.6 CONCLUSION

Dans l'ensemble, ces résultats indiquent un faible niveau de contamination du lac (SHL2), niveau qui ne paraît pas préoccupant en première analyse, c'est-à-dire n'affectant pas la possibilité de produire de l'eau potable, ni le maintien de bonnes conditions pour la faune et la flore aquatiques. Pour autant, il importe de rester vigilant, en raison notamment des pressions à l'amont du lac, dont témoignent les résultats de la surveillance des eaux du Rhône à Porte du Scex, et aussi en raison des limites conceptuelles des critères d'évaluation de la qualité des eaux vis-à-vis des micropolluants (absence de critère de potabilité pour beaucoup de substances comme les résidus pharmaceutiques, effet « cocktail » ...).

3. FRAI DU COREGONE ET DE LA PERCHE

Les périodes (date de début et de fin, durée) de reproduction de deux espèces de poisson, le corégone (*Coregonus lavaretus*) et la perche (*Perca fluviatilis*), sont suivies dans le Léman en tant qu'indicateur du changement climatique. En effet, la température de l'eau influence le déclenchement de la fraie de manière différente pour ces deux espèces.

3.1 METHODES

Le suivi de la reproduction du corégone s'effectue en hiver depuis 2015 avec des filets benthiques multimailles posés et relevés chaque semaine sur des sites de référence où les poissons frayent régulièrement. Dans le cas de la perche, des frayères artificielles sont installées chaque année depuis 1984 sur un site de référence, à différentes profondeurs, à partir de début avril jusqu'à juin.

Les variations interannuelles observées dans la dynamique de fraie du corégone étaient fortement liées aux fluctuations de la température de l'eau. Cependant, depuis l'hiver 2018-2019, les données recueillies ne sont plus suffisantes pour mettre en évidence des liens avec la température. L'échantillonnage n'est plus adapté à l'effectif actuel de la population de géniteurs ; de plus, les mauvaises conditions météorologiques ont conduit à une interruption de l'échantillonnage la dernière semaine de décembre 2019, induisant un biais dans les résultats. Un protocole standardisé, utilisant des méthodes non invasives et moins dépendantes des conditions météorologiques, est en cours de mise au point.

En 2020, le suivi de la reproduction de la perche a été fortement impacté par l'épidémie de COVID19 : d'ordinaire le suivi débute durant la première quinzaine d'avril, en fonction de la température. La collecte des données n'a pu être possible qu'à partir de fin mai 2020.

3.2 COREGONE

Au total, 22 individus ont été capturés sur la période d'observation. Le 10 décembre 2019, la période de reproduction avait débuté. La date correspondant à 50 % des géniteurs collectés se situerait entre le 2 et le 6 janvier 2020 (incertitude due à l'interruption de l'échantillonnage en décembre).

On compte 60 % d'individus se reproduisant pour la première fois, âgés de 1 an, les individus de deux ans représentent un pourcentage de 23 % et la part restante est constituée par d'individus âgés de trois ans. Depuis le début des échantillonnages, la structure en âge a fortement évolué avec une proportion de plus en plus importante de jeunes individus.

La saison de reproduction 2019-2020 apparaît comme une des plus tardives depuis le début du suivi, avec une dynamique proche de celles de 2015-2016 et de 2016-2017. La dynamique constatée est cependant biaisée en raison du faible nombre d'individus échantillonnés et de l'absence de pose de filets la dernière semaine de décembre. Le pic de reproduction aurait probablement eu lieu la semaine où l'échantillonnage n'a pu avoir lieu.

3.3 PERCHE

En 2020, le frai pourrait avoir débuté le 16 avril, soit environ 15 jours plus tôt que la date de début de frai généralement observée. La température a atteint le seuil de 12°C le 24 avril, date probable du pic de reproduction. La hausse des températures s'est poursuivie jusque fin avril, avant de chuter brusquement aux environs de 10°C en raison d'un épisode de vent. Ce phénomène aurait pu ralentir la dynamique de reproduction et donc influencer l'étalement de la dépose de rubans d'œufs dans le temps.

En 2020, en se basant sur les données de température, la reproduction aurait ainsi été l'une des plus précoces de la série chronologique. Le printemps 2020 a été dominé par des conditions anticycloniques et est le deuxième printemps le plus chaud depuis 1900.

ETUDES SPÉCIFIQUES

4. MICROPOLLUANTS DANS LES POISSONS DU LAC

Cette étude visait d'une part à préciser les tendances temporelles de la contamination des poissons pour le mercure, les polychlorobiphényles (PCB), les substances perfluoro-alkylées dont particulièrement le perfluorooctane sulfonate (PFOS), d'autre part à évaluer la présence de retardateurs de flamme halogénés (déchloranes et décabromodiphényl-éthane - DBDPE) et organophosphorés. Les analyses ont été réalisées sur des poissons entiers, soit 29 gardons, 19 lotes et 26 perches provenant de quatre zones du Léman.

Tous les échantillons dépassent la concentration en mercure de 20 ng/g (poids frais - pf), au-delà de laquelle les prédateurs de ces poissons (p. ex. brochets, hérons) pourraient encourir des effets néfastes (empoisonnement secondaire). L'analyse des tendances temporelles chez la lote et la perche, pour lesquelles les données temporelles sont plus fiables, ne montrent pas d'évolution significative depuis 2000. Dans la gamme des substances perfluoroalkylées analysées, le PFOS apparaît comme prédominant, avec des concentrations d'au moins un ordre de grandeur supérieures à celles des autres substances perfluoroalkylées. Environ la moitié des échantillons dépassent le critère d'empoisonnement secondaire, fixé à 33 ng/g (poids frais), indiquant donc un risque potentiel pour les prédateurs des poissons du Léman. Cependant, ce type de contamination a notablement diminué depuis la période 2008-2012 où l'on a commencé à surveiller le PFOS et d'autres substances perfluoroalkyles dans la chair des poissons du Léman. Pour les PCB dits NDL (qui n'ont pas d'effet de type dioxine), les concentrations mesurées restent très inférieures au critère d'empoisonnement secondaire. En termes de tendances temporelle, on ne peut conclure avec certitude ; une augmentation éventuelle des concentrations chez la lote ou la perche paraît néanmoins peu probable.

Les mesures des retardateurs de flamme halogénés DDC-CO (un déchlorane) et DBDPE faites en 2020 sont comparables à celles de 2018 ; parmi les retardateurs de flamme organophosphorés, le tributyl-phosphate était mesurable dans 70 à 84 % des échantillons, selon l'espèce, tandis que les deux autres substances recherchées de cette famille n'étaient que peu ou pas détectées. Les retardateurs de flamme halogénés alternatifs présentent encore des concentrations inférieures aux retardateurs de flamme historiques (polybromodiphényl-éthers, PBDE) chez la lote et le gardon, tandis que les organophosphorés se situent à un niveau similaire à celui des PBDE chez le gardon, et supérieur chez la lote.

5. BIOLOGIE, ECOLOGIE ET IMPACTS POTENTIELS DE *DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS*, OU MOULE QUAGGA, ESPÈCE INVASIVE DU LÉMAN

Ce chapitre du rapport annuel visait à présenter de manière synthétique la biologie, l'écologie et les impacts potentiels de la moule *Dreissena rostriformis bugensis* (ou quagga), une espèce envahissante maintenant bien présente dans le Léman. Cette espèce apparue dans le lac probablement aux alentours de 2015 cohabite avec une autre espèce de dreissène, *Dreissena polymorpha* (moule zébrée) dont la présence dans le Léman est plus ancienne. L'expansion très rapide de la quagga, qui occupait en 2019 une proportion importante des fonds tout autour du lac (cf. rapport 2020), et les impacts parfois très importants constatés dans d'autres régions, justifiaient qu'une synthèse bibliographique soit réalisée, afin de mettre en place ensuite les études nécessaires, et le cas échéant de promulguer quelques recommandations.

Dreissena polymorpha, la moule zébrée, et *Dreissena rostriformis bugensis* (quagga), sont deux espèces bien distinctes génétiquement. Les coquilles de la moule quagga et de la moule zébrée sont très polymorphes, ce qui engendre des difficultés de détermination à partir des seuls critères morphologiques, en particulier pour les petits individus. Par ailleurs, les oeufs et les stades larvaires de ces deux espèces sont très similaires et ne peuvent être différenciés sur des critères morphologiques.

Le recours à des outils moléculaires permet d'identifier avec certitude la quagga. L'utilisation d'ADN environnemental permettrait une détection précoce, sans avoir besoin d'échantillonner les individus.

D'un point de vue biologique, les dreissènes sont l'équivalent en eau douce des moules marines, à l'exception de leur taille plus réduite (jusqu'à 3-4 cm) et de leur système branchial. L'homologie entre les dreissènes et les moules marines est tout à fait unique dans la faune d'eau douce. Les milieux aquatiques originels d'Europe occidentale, comme ceux d'Amérique du Nord, n'hébergeaient pas ce profil d'organismes, puissamment filtreurs, se nourrissant de plancton, pouvant atteindre des densités fortes, avec un taux de croissance rapide.

Les moules quagga et zébrées sont à sexes séparés, avec des taux très faibles d'hermaphrodisme. La mobilité des spermatozoïdes dans l'eau est une adaptation commune avec les moules marines et qui autorise ce mode de reproduction. Les deux espèces présentent des fécondités par femelle de l'ordre de 30 000 oeufs/ind. avec des estimations maximales supérieures à 1 000 000 d'oeufs par femelle et par saison.

L'ovocyte fécondé dans l'eau donne un oeuf qui devient très vite une larve trochophore, qui acquiert un velum et devient une larve véligère, c'est-à-dire un stade planctonique dérivant. Elle se transforme ensuite en larve D puis se fixe fermement à un support par son byssus. Dans la plupart des cas un maximum de 1% des larves planctoniques réussirait à trouver un support pour s'y développer. La quagga présente toutefois une aptitude à se fixer sur des substrats fins que n'a pas la moule zébrée.

La quagga se développe dans l'hypolimnion de lacs profonds dès 9°C ; la tolérance aux températures froides permettrait à la quagga de subir moins de mortalité pendant la période hivernale. Une fois fixées, les quagga grandissent plus vite que les moules zébrées.

L'attachement des moules zébrée et quagga par un byssus représente à la fois une force et une faiblesse de ces organismes. La présence d'un byssus leur confère une écologie tout à fait singulière par rapport aux espèces d'eau douce qui étaient déjà présentes en Europe ou en Amérique du Nord. Fondamentalement, la fixation permet aux moules d'économiser de l'énergie pour lutter contre le courant, de gagner une grande diversité d'habitats dont la plupart sont totalement inoccupés par d'autres filtreurs qui ne possèdent pas la possibilité de se fixer, d'optimiser la filtration par une meilleure gestion des ouvertures de valves dans un milieu turbulent. La fixation n'empêche pas l'animal de se déplacer, elle peut être très éphémère et le byssus se régénère rapidement.

Les dreissènes sont transportées sur des grandes distances (plusieurs dizaines de km) via leur stade planctonique (larve véligère) qui dérive au fil de l'eau. Ce stade a préférentiellement été celui transporté dans les eaux de ballast pour des transferts inter-continentaux. Les moules peuvent aussi voyager fixées par leur byssus sur un vecteur naturel ou anthropique : brin de macrophytes, élément en dérive, coque de navires ou rondin de bois transportés par voie d'eau (vecteur de dispersion probable au XIX^{ème} siècle en Europe pour *D. polymorpha*). Les adultes sont capables de se détacher de leur support sous l'effet de différents stimuli.

D. r. bugensis est sortie tardivement de sa petite aire native ponto-caspienne, d'abord vers le Nord dans les années 1940 et ensuite vers l'Ouest de l'Europe à partir de 2004 (2011 est la première observation en France). C'est assez tardif comparativement à *D. polymorpha*, originaire d'une vaste étendue au sein du bassin ponto-caspien, et qui a entamé son essor spatial dès le 18^{ème} siècle à la faveur de transports pan-européens de bois et de marchandises. L'invasion européenne par *D. r. bugensis* est aussi paradoxalement plus tardive que celle du continent nord-américain, dans la région des Grands Lacs (fin des années 1980, première identification formelle en 1991).

L'analyse spatio-temporelle des cartes de répartition montre que la distribution spatiale des moules zébrées et quagga est encore en expansion, que ce soit en Amérique du Nord ou en Europe. L'idée préconçue « qu'il y en a de toute façon partout » engendre des négligences dans les mesures d'évitement de la colonisation de nouveaux milieux. Les bateaux de plaisance ont déjà joué un rôle clé dans la dispersion secondaire au sein de grands bassins hydrographiques. Il est important d'éviter aussi bien les introductions nouvelles que les introductions secondaires (introductions potentielles de nouvelles lignées là où l'espèce est déjà présente), pour éviter d'avoir à gérer une prolifération très impactante sur l'écosystème. Lorsque l'espèce est implantée, elle l'est d'une manière relativement pérenne dans la mesure où les disparitions spontanées de quagga sont quasi-inexistantes. Les milieux où la quagga se maintient mal sont peu profonds (mixité de la colonne d'eau, présence de la moule zébrée). Une synthèse réalisée en Amérique du Nord montre que le pic de densité de la quagga arrive 12 à 13 ans en moyenne après son arrivée. En Europe, un remplacement quasi complet de la moule zébrée par la quagga a déjà été observé, même dans des lacs peu profonds, 3 à 4 ans après l'arrivée de la quagga. Les biomasses totales de dreissènes ne cessent d'augmenter au fil du temps dans les milieux profonds, du fait des structures d'âge et la dominance de la quagga. Elles sont maximales entre 30 et 100 m de profondeur.

La morphométrie des lacs gouverne en partie la prolifération des quagga. Dans les milieux peu profonds sans stratification, la moule zébrée se maintient bien, y compris à des niveaux de densité qui ont précédé l'arrivée de la quagga. Dans des milieux profonds, la présence de la quagga engendre (1) un déclin de la moule zébrée, (2) une augmentation de la densité totale de dreissènes et (3) une biomasse de dreissènes qui peut être le triple de celle de lacs peu profonds. Cependant, c'est en lac peu profond, non stratifié, que les impacts sur le plancton peuvent être les plus importants.

La fixation des dreissènes est un facteur clé de leur impact sur d'autres animaux, les moules Unionidae autochtones en particulier. L'impact à forte densité de dreissènes sur la dynamique de population des Unios et Anodontes peut être important, mais n'a jusqu'à présent jamais engendré d'extinction. La filtration est l'activité qui engendre en cascade la plupart des impacts des bivalves exotiques sur les écosystèmes envahis : impact massif sur les matières en suspension et le plancton, modification des réseaux trophiques, réorientation des flux énergétiques au sein de l'écosystème, désoxygénation de l'eau. La filtration est un véritable trait d'union entre ce qui se passe au niveau de la colonne d'eau ou dans la zone pélagique et ce qui se passe sur le fond ou la zone littorale : la filtration ramène de la biomasse (essentiellement phytoplanctonique) de la colonne d'eau (seston) vers le fond via les fèces et pseudofèces, les eaux deviennent claires, les herbiers se développent, les autres compartiments réagissent en cascade à ces modifications. Les taux de filtration sont aujourd'hui mal évalués du fait d'un manque d'étude des facteurs qui contrôlent cette activité (température, nature et diamètre des matières en suspension, pressions biotiques ou chimiques).

La majorité des milieux envahis par les dreissènes ont une productivité contrôlée par les apports en phosphore, qui est très souvent le facteur limitant. Les quagga qui se développent en masse induisent au moins deux phénomènes qui contrôlent complètement la production primaire et le réseau trophique :

- A. Le phosphore est massivement filtré par les moules et utilisé en partie (environ 10 %) pour créer de la biomasse benthique à courte durée de vie. L'excrétion des moules ainsi que le rejet de fèces et pseudo

fèces qui sont ensuite décomposés par des bactéries rendent disponible au niveau du fond ce phosphore pris dans la colonne d'eau avec un taux de recyclage très rapide. Ce taux de recyclage représente l'élément dominant du contrôle de cet élément, bien au-delà des apports du bassin-versant.

- B. Une « déviation côtière » engendre un clivage spatial entre les zones littorales massivement envahies par les moules et devenues riches en phosphore et les zones pélagiques appauvries en phosphore par rapport à l'état pré-invasion.

La filtration sert aux bivalves pour se nourrir mais aussi pour s'oxygéner. La décomposition de la matière organique rapportée vers le fond est également consommatrice d'oxygène. En été, période aux températures élevées, l'effet des bivalves sur le bilan en oxygène peut parfois conduire à une désoxygénation locale préjudiciable à d'autres compartiments, comme la faune piscicole.

La prolifération de bivalves constitue une ressource nouvelle et subitement importante pour beaucoup d'espèces de poissons, d'oiseaux mais aussi d'invertébrés et de mammifères. La coquille est une protection naturelle qui ne constitue pas forcément un obstacle pour certains consommateurs. L'attachement par un byssus (dreissènes) et certaines réponses comportementales (agrégation, fermeture des valves) sont clairement des réactions face à un danger de prédation. Les nouvelles relations prédateurs-proies qui se mettent en place sur un milieu envahi régulent les proliférations mais favorisent aussi l'arrivée et/ou le développement de nouveaux consommateurs adaptés à cette ressource. Le gobie à tache noire est l'espèce de gobies ponto-casiens avec la plus grande part de dreissènes dans son régime alimentaire. C'est un envahisseur qui a « suivi » avec un certain délai les moules zébrées et quagga sur beaucoup de milieux colonisés. Les conditions abiotiques et biotiques (fortes densités de moules) sont désormais réunies pour faire du Léman un milieu où le gobie pourrait proliférer. Des populations sources existent dans le bassin-versant du Rhin et dans celui du Rhône.

Les industries au sein desquelles les bivalves invasifs se développent supportent un coût lié à des interventions d'entretien, des baisses d'efficacité de process industriels et une augmentation du risque de perturbation (problèmes de sécurité par exemple). L'impact des moules zébrée et quagga représenterait à lui seul un coût annuel de plusieurs centaines de millions de dollars pour les Etats-Unis dans les secteurs de la production d'eau potable et d'énergie.

Des options techniques de régulation des dreissènes sont en développement et répondent à une demande croissante pour lutter contre leurs impacts. Au sein de la douzaine d'actions proactives (évitement de l'installation des larves) ou réactives (régulation des adultes), deux approches innovantes sont aujourd'hui proposées par des sociétés privées. L'agence de protection environnementale des Etats-Unis (USEPA) a autorisé la société Marrone à commercialiser le Zequanox (contenant des bactéries mortes) pour une utilisation sur n'importe quel milieu aquatique qu'il soit artificiel ou naturel. L'usage d'un tel agent semble néanmoins tout à fait irréaliste à l'échelle d'un lac entier, tant sur un plan économique que technique. En revanche des applications locales semblent possibles et efficaces pour préserver un site ou un usage. D'autres techniques chimiques sont également proposées, aucune n'étant a priori exempte d'effets secondaires sur l'écosystème environnant.

6. APPORTS NON PONCTUELS DE PHOSPHORE

Après une première étude (publiée en 2019) qui s'était attachée à faire le bilan des apports au lac de phosphore d'origine domestique, et à tracer des projections à 50 ans en fonction de scénarios incluant l'évolution démographique dans le bassin versant du lac et différentes hypothèses sur les taux de collecte et les rendements d'épuration, il s'agissait d'évaluer les tendances futures concernant les apports d'origine diffuse, notamment des sols. Cette deuxième démarche a été mise en œuvre en deux temps, le premier ayant consisté à établir les flux de phosphore dans les principaux affluents du lac (cf. rapport 2020) ; le deuxième volet, présenté dans ce rapport annuel, visait à aborder la dimension prospective de ces apports non ponctuels à l'aide d'une démarche de modélisation.

Dans ce modèle (SWAT, Soil and Water Assessment Tool), le bassin versant du Léman a été divisé en sous-bassins, eux-mêmes composés d'unités de réponse hydrologique (HRU). Les HRU représentent des combinaisons uniques de classes de sol, de couverture de sol et de pente. Les calculs du bilan hydrique ainsi que des processus de surface sont effectués de manière journalière au niveau de chaque HRU et les résultats agrégés à l'échelle des sous-bassins ou diffusés au segment de rivière principal du sous-bassin. Les sous-bassins sont connectés entre eux par le réseau de rivières. Les processus aquatiques tels que le dépôt des sédiments et le transfert des nutriments sont également simulés.

Les principaux composants du cycle du phosphore (P) sont modélisés par SWAT premièrement au niveau des sols. SWAT reproduit la répartition du P entre ses différentes formes à l'aide d'algorithmes de décomposition, de minéralisation et d'immobilisation, puis transfère le P aux eaux de surface par les phénomènes d'érosion, de

ruissellement, de lessivage et de lixiviation. Du P peut également être introduit dans les eaux de surface par les stations d'épuration domestique ou des rejets industriels. Une fois dans la rivière, les processus liés au P sont modélisés pour les différentes formes.

Les données d'entrée du modèle SWAT (topographie, météorologie, propriétés hydrologiques des sols, utilisation du sol, réseau hydrographique, mesures hydrologiques, pratiques agricoles, stations d'épuration, dépôts atmosphériques) nécessaires à la construction et la calibration du modèle ont été acquises auprès des institutions suisses et françaises, ou de la littérature scientifique. La calibration du modèle a été effectuée sur la période 2000-2015. Les résultats issus du modèle calibré reproduisent de manière satisfaisante la somme des moyennes annuelles des cinq principaux affluents en termes de débits (196 m³/s simulé vs. 207 m³/s observé) et de phosphore soluble (38 tonnes simulées vs. 43 observées).

Quatre scénarios combinant les changements climatiques du GIEC (RCP 2.6 et 8.5) et d'utilisation du sol et de fertilisation (Agriculture extensive - LAP - et intensive - LIB -) ont été développés pour simuler les changements possibles de quantité d'eau et de phosphore entrant dans le Léman à l'horizon 2050. Le scénario LIB se base sur des apports de fertilisants similaires à ceux connus actuellement alors que le scénario LAP prévoit une diminution de moitié.

Afin d'évaluer l'effet potentiel des scénarios d'utilisation des sols combinés à ceux de changement climatique, une simulation dynamique de l'évolution des teneurs en P dans le Léman a été effectuée à l'aide d'un modèle de bilan de masse, en utilisant le logiciel de simulation dynamique STELLA. Les compartiments considérés du lac sont l'épilimnion (0-30 m), l'hypolimnion supérieur (30-150 m) et l'hypolimnion inférieur (150-309 m). Les débits et concentrations en P modélisés par SWAT sont transmis en données d'entrée du modèle STELLA afin d'estimer les effets de leurs variations sur les concentrations en P dans le lac.

Ces différentes simulations ont permis de dégager les conclusions suivantes :

- A. Les changements climatiques pourraient aboutir à des changements marqués sur la quantité d'eau arrivant au Léman avec une diminution des débits dans les scénarios RCP2.6 de -16% en 2050 et une augmentation dans les scénarios RCP8.5 de +19% en 2050 (Figure 3) ;
- B. Les changements d'utilisation du sol n'auront pas d'effet marqué sur les débits et la qualité des eaux.
- C. Seule la réduction de 50% d'utilisation des fertilisants, dans le scénario d'agriculture extensive (LAP), a un impact significatif sur les apports en P.

La simulation dynamique de l'évolution des concentrations de P dans le lac, a conduit à conclure que :

- D. A l'horizon 2050, les concentrations moyennes en P total dans le lac seraient d'environ 14 µg/L et 13 µg/L pour le scénario climatique RCP2.6 avec les pratiques de fertilisation LIB et LAP, respectivement ;
- E. Ces concentrations seraient d'environ 13 et 12 µg/L pour le scénario climatique RCP8.5 et ces mêmes pratiques de fertilisation, l'export accru vers l'aval du lac, compensant les apports plus importants.

Cette simulation de l'évolution des concentrations de P dans le lac ayant été faite en supposant les apports domestiques constants, afin de bien comprendre l'effet de l'occupation des sols, on peut également conclure que l'évolution de la concentration en P total dépendra au final probablement plus de la maîtrise des apports domestiques que de ceux d'origine non ponctuelle.

Il convient également de noter que les différences de température et de précipitations entre les deux scénarios RCP s'accroissent après 2050, suggérant des impacts plus importants sur les débits et en conséquence sur la pollution diffuse à l'horizon 2100.

7. ANALYSE RETROSPECTIVE DES CHRONIQUES DE PRELEVEMENTS BIOLOGIQUES ET LIEN AVEC LES CHRONIQUES DE PRÉLÈVEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES

Une première étude réalisée en 2018 a porté sur le suivi physico-chimique de la colonne du Léman au point SHL2. Elle avait notamment permis de caractériser les profils de variabilité temporelle (par groupe de paramètres), ainsi que les profils de sensibilité en profondeur (par ex. effet du retrait d'une profondeur de prélèvement sur l'incertitude). Dans ce deuxième volet, il s'agissait de procéder à une analyse rétrospective similaire pour les paramètres du suivi biologique (phytoplancton, zooplancton), et d'étudier les relations entre les paramètres les plus pertinents du suivi physico-chimique et certains paramètres du suivi biologique (biovolumes, chlorophylle *a*).

Les données biologiques ont été classées en deux catégories : les données taxonomiques brutes pour le phytoplancton et le zooplancton d'une part, et des paramètres de suivi biologique plus synthétiques (biovolumes, chlorophylle *a*) d'autre part. L'analyse rétrospective a porté essentiellement sur la période 2002-2018.

Comme pour l'étude concernant le suivi physico-chimique, l'incertitude totale est décomposée en fonction des mêmes trois éléments de variabilité naturelle (année, saison et profondeur) ; cette procédure n'a été appliquée qu'aux trois paramètres synthétiques (biovolumes de phytoplancton et zooplancton, et chlorophylle *a*) pour les éléments de variabilité temporelle (année, saison), et seulement à la chlorophylle *a* pour la profondeur. Il s'agit pour ce faire d'analyser l'évolution des distributions des écarts à une référence (en l'occurrence, la moyenne), autour de laquelle l'incertitude va s'appliquer, en fonction du nombre d'échantillons que l'on utilise pour la composer. Les liens entre données biologiques et physico-chimiques ont été analysés dans un premier temps par ordination ; ensuite des corrélations croisées entre les séries temporelles ont été examinées.

La synthèse des analyses 'bootstrap' pour la variabilité et la sensibilité font ressortir un nombre satisfaisant de prélèvements par saison. Le printemps apparaît comme la saison de plus forte variabilité, nécessitant au moins cinq (chlorophylle *a*, biovolume du phytoplancton) voire même sept (biovolume de zooplancton) prélèvements pour appréhender correctement les variations. Les résultats sont plus stables en été (cinq prélèvements suffisants), en revanche la profondeur 15 m est sensible.

Par analyse de redondance (entre analyse en composantes principales des données biologiques et variables physico-chimiques), on retrouve un gradient annuel pointant des cohortes de taxons (phyto- et zoo-planctons) qui apparaissent et disparaissent en fonction des saisons en relation avec les variations de paramètres physico-chimiques tels que le pH, l'ammonium, le carbone organique total et l'ion nitrite d'une part, l'ion nitrate, le titre alcalimétrique complet, l'azote total, le phosphore total, les orthophosphates, la silice réactive, l'ion sulfate et le magnésium d'autre part. Toutefois, ce type d'analyse est limité en ce que les mesures physico-chimiques et biologiques sont considérées de manière synchrone, alors qu'il peut y avoir un décalage dans le temps entre l'évolution d'une variable physico-chimique et la réponse biologique induite (ou l'inverse).

Les relations synchrones entre variables physico-chimiques et biologiques ne sont pas majoritaires parmi les résultats significatifs des analyses de corrélation croisée. Les résultats de ces analyses ont souvent une allure sinusoïdale, avec une alternance régulière de coefficients (signifiant un décalage d'une à plusieurs saisons) positifs, nuls et négatifs. La majeure partie des résultats significatifs concernent la zone de surface (46% de résultats significatifs contre respectivement 14% et 15% pour les deux autres zones de profondeur). Cette évolution sinusoïdale n'apparaît pas avec les variables physico-chimiques dont l'évolution annuelle est plus forte que l'évolution saisonnière, notamment les ions sodium et chlorure. L'utilisation des coefficients de corrélation croisée entre séries temporelles biologiques et physico-chimiques a permis d'étudier ces décalages. Le lien le plus fort est apparu, très logiquement, dans la zone de surface. L'ammonium, l'ion nitrite, le phosphore particulaire et le carbone organique total présentent une coévolution assez synchrone (à l'échelle de la saison) avec les variables biologiques. L'oxygène dissous, l'ion nitrate ou les ions magnésium et calcium présentent quant à eux un décalage de leur cinétique saisonnière par rapport aux variables biologiques.

Les relations synchrones et inverses pour un décalage de deux saisons ont un sens car le rythme saisonnier étant à peu près régulier, cela correspond à l'alternance semestrielle des valeurs maximales et minimales pour les deux variables concernées. Ainsi, par exemple, la moyenne du phyto-biovolume total est négativement corrélée avec le taux de silice réactive (moyenné à la saison) à la même saison car les minimas et les maximas s'opposent. Or cette corrélation devient positive si on compare ces mêmes moyennes du phyto-biovolume total avec les taux de silice observés deux saisons plus tôt, car les maximas ou les minimas coïncident alors. Les décalages d'une (ou trois) saison(s) sont quant à eux révélateur(s) d'un temps de réaction directe ou indirecte d'une variable avec l'autre. Par exemple, les pics de biovolume en *Leptodora* sont corrélés positivement avec ceux du taux d'ammonium une saison auparavant.

Enfin, il a été identifié au moins sept groupes de variables biologiques ou de biovolumes par taxon ayant des cinétiques comparables, laissant supposer qu'il est possible de révéler plus précisément les cinétiques communes à certaines cohortes de taxons.

Executive summary

CAMPAGN 2020

MONITORING LAKE GENEVA

The physicochemical analyses of the lake water, including micropollutants, as well as biological monitoring, are carried out at the lake's deepest point, designated as SHL2 (see map p. 6). A second site (GE3), located in the Petit Lac portion of Lake Geneva, is also monitored by the Service de l'Écologie de l'Eau (SECOE, Genève Canton); however, the data collected from both these points is only reported every 6 years, but every year for SHL2.

The monitoring programme for 2020 was disturbed by the COVID19 pandemic: travel restrictions resulted in the SHL2 samplings and measurements being suspended at SHL2 from March to May 2020. Similarly, certain studies were slowed or stopped and could not be finished in time for the 2020 report.

1. CHANGES IN PHYSICOCHEMICAL AND BIOLOGICAL PARAMETERS

The year 2020 was particularly warm and underwent relatively high solar radiation throughout the year. These meteorological conditions induced the highest annual mean water temperature (measured in the first 10 m) since 1971 (i.e. approximately +2°C since the beginning of the 1970s). The same was true for the annual mean water temperatures collected at 50 and 100 m.

The winter meteorological conditions prevented complete mixing. In 2020, mixing reached 120 m deep at the end of February 2020, the main consequences of which were the following:

- a. the continuation of water warming at 300 m, initiated with the last complete mixing in 2012 (+ 0.8°C in 8 years).
- b. the continuation of the decrease in the dissolved oxygen concentrations at the lake bottom. The year 2020 was the 5th consecutive year during which the dissolved oxygen concentration remained consistently lower than the threshold of 4 mg/L.
- c. severely reduced nutrient fertilisation of the euphotic layer, and therefore low concentrations at the yearly scale: in the first 30 m, the mean concentration in orthophosphates was equal to 3.5 µg/L and in silica 0.48 mg/L (i.e. 0.11 mg/L lower than the mean concentration in 2019).

The annual concentration in total phosphorus weighted on the entire water column was 16.9 µg/L, slightly above the upper limit of the CIPEL's objective, and similar to the value calculated in 2019.

The phytoplankton community was mostly characterised by species indicative of oligotrophic milieux (good ecological quality). However, the filamentous taxa (*Mougeotia gracillima* and *Planktothrix rubescens*) presented high concentrations in autumn, with their biomasses accounting for up to 40% of the total phytoplankton biomass. The mean annual biomass (1537 µg/L) was close to the figure for the 3 previous years; the CIPEL's objective of maintaining a relatively low phytoplankton biomass (<1000 µg/L) was therefore not met. The Brettum Index, which assesses the trophic level of the lake based on the phytoplankton species composition, describes the average ecological state of the lake for 2020. The value of this index in 2020 was the highest ever recorded (1974–2020).

Primary production remained relatively high in summer and autumn compared to the values observed since 2015. In contrast, the abundance of zooplankton continued to decline, with a reduction in abundance levels for all of the microcrustacean taxa. Daphnia abundances were extremely low compared to what was observed in the 1980s and 1990s.

It seems increasingly probable that this change in daphnia abundance, one of the main prey of whitefish, will modify this species' food intake. The contribution of daphnia to the whitefish diet is correlated with the abundance of daphnia, and the measures taken in 2020 confirm the trend observed earlier in the year towards a diet dominated by *Bythotrephes*.

2. CHANGES IN METAL AND MICROPOLLUTANT LEVELS IN THE RHONE RIVER AND LAKE GENEVA

In addition to the results obtained at the SHL2 site, this section also reports the results of the measurements taken at Porte du Scex. It should also be noted that the chapter of the report on the monitoring of the Rhone River at Porte du Scex also includes the results of the measurements taken in the associated aquifer.

- **Monitoring programme(s)**

In the Rhone River (Porte du Scex), the testing programme aims to measure pesticides (130 substances including several metabolites), pharmaceutical active ingredients (38 substances including several metabolites), two anticorrosive agents and four miscellaneous organic substances. Composite samples taken over 14 days are collected throughout the year.

At SHL2, grab samples are taken twice a year (after water mixing and in autumn, during the stratification period) at different depths for the trace metal elements ($N=26$) as well as pesticides and metabolites ($N=144$), which in 2020 most notably included four chlorothalonil metabolites. For the pharmaceutical active ingredients ($N=67$), grab samples are taken three times a year (January, June and September) at four depths (1, 15, 100 and 305 m).

All the analyses of the organic substances mentioned above were performed by the SCITEC Laboratory (Lausanne). The trace metal elements (SHL2) were analysed at the SECOE (Geneva).

- **Results: trace metals**

The levels of trace metals measured in the lake at SHL2 remained low and were within the Swiss and French reference values for drinking water (OPBD 2016 and European Directive 1998/83/EC) and were within the requirements concerning the quality of surface waters of the Swiss Water Protection Ordinance (OEaux, 1998). For aluminium, chromium, cobalt, copper, nickel, thallium and vanadium, the concentrations were higher at the surface, contrasting with arsenic and manganese (Mn), whose concentrations were higher at the bottom, indicating different dynamics and sources. Although the dissolved oxygen level at the lake bottom remained less than 4 mg/L throughout the year, a peak in Mn concentration was not observed in September as it had been in previous years.

- **Results: pesticides**

In the Rhone, the pesticides detected and quantified were mainly glyphosate and its main metabolite (AMPA), but not amidosulfuron as detected in 2019. No pesticides exceeded the regulatory threshold concentration for drinking water. The estimated accumulated load (overall annual flow for all pesticides) reached 250 kg, versus 280 kg in 2019; this load has been declining regularly since 2017, when it reached 444 kg, proof that the measures taken to reduce industrial wastes is effective. In 2020, 222 kg of this flow probably stemmed from agricultural sources, 162 kg of which came from the glyphosate–AMPA combination.

Additional investigations are conducted every year in the groundwater of the Rhone plain. In 2019 concentrations of chlorothalonil (a fungicide widely used in agriculture until 2019) and its metabolite R471811 greater than 0.1 µg/L were found in certain wells. The analyses done in 2020 in groundwater focused on the most problematic water sources and on sectors that had not been investigated in 2019. Overall, the concentrations in chlorothalonil and its metabolite R471811 had significantly decreased.

In the lake (SHL2), 12 substances were detected in June and 28 in September. The chlorothalonil metabolites were not identified (quantification limit = 0.025 µg/L). In all cases, the results were consistent with the requirements for drinking water. The concentrations tended to be higher at the lake bottom than at the surface.

Four pesticides and one metabolite were measured at concentrations higher than or equal to 0.01 µg/L: metalaxyl (fungicide), AMPA and atrazine (herbicide banned since 2003 in France and 2007 in Switzerland), linuron and diuron (herbicides). Their concentrations were less than the regulatory maximum limit per individual substance in drinking water (0.1 µg/L for most of the pesticides). From an environmental viewpoint, the concentrations of these substances also remained lower than the environmental quality standards (EQS) as per the 2008/105/EC directive, as well as the guidance values established in Switzerland.

- **Results: pharmaceutical active ingredients**

The maximum concentrations in 2020 in the Rhone were observed for metformin (maximum concentration, 0.71 µg/L), guanyl-urea (metabolite of metformin; maximum concentration, 1.57 µg/L), and methenamine (urinary antiseptic; maximum concentration, 0.67 µg/L). Five other substances were detected at concentrations less than 0.1 µg/L, most particularly diclofenac and memantine. These substances are not regulated in terms of drinking water production; however, the concentrations measured respected the limit values for aquatic fauna and flora. The accumulated annual flow for 2020 was estimated at 2630 kg, a reduction of approximately 350 kg compared to 2019.

At SHL2, the same substances quantified in 2019 were again quantified in 2020, except for atenolol (anti-hypertensive drug), which was quantified for the first time in 2020, as well as sulfamethazine (sulfonamide, antibacterial, used notably in veterinary medicine). Methenamine ranked third in the pharmaceutical substances investigated, with concentrations varying between 0.037 and 0.093 µg/L. As in the Rhone River, the predominating

substances were metformin (median concentration, 0.40 µg/L) and guanyl-urea. None of the concentrations exceeded the guidance value for the 67 substances subjected to this criterion.

Except for metformin, the same trend was observed as for pesticides: higher concentrations in the deep waters than at the surface.

- **Results: other organic substances**

The two anti-corrosive compounds (benzotriazole and tolyltriazole) were systematically detected, and sometimes quantified, in the Rhone waters (maximum concentration, 0.038 µg/L), inducing a total annual flow on the order of 200 kg in 2020, similar to what was estimated in 2019. These two substances were detected at SHL2 in January and June, with maximum concentrations reaching 0.045 µg/L for benzotriazole and 0.028 µg/L for tolyltriazole. The concentrations increased as depth increased.

The concentrations of 1,4 dioxane solvent in the Rhone River water oscillated between not detected and 0.88 µg/L, i.e. an annual flow of approximately 800 kg, an increase compared to 2019. Investigations are underway to identify all of the sources of dioxane emission; the largest industrial emitter known was invited to take measures to reduce and monitor its wastes. In the lake waters, the concentration of 1,4 dioxane varied between 0.19 and 0.41 µg/L.

Methyl-tert-butyl ether (MTBE), which is known as an additive to gasoline but which has other applications, was determined in the Rhone's water, where it presented a mean concentration of 0.068 µg/L (maximum, 0.2 µg/L), i.e. an annual flow estimated at 389 kg, a clear increase compared to previous years. This substance was not detected in Lake Geneva in 2020.

Benzidine, pumped in the associated groundwater of the Rhone, where it is present at concentrations lower than or equal to 0.3 µg/L in the Viège sector, was searched for with its main metabolite (4-aminobiphényle) at Porte du Scex and SHL2. In both cases the concentrations were systematically less than 0.001 µg/L.

- **Conclusion**

All in all, these results indicate that the lake has a low level of contamination (SHL2), a level that does not appear to be worrisome at first glance; in other words it does not affect the possibility of producing drinking water, nor maintaining good conditions for aquatic fauna and flora. Nevertheless, it is important to remain vigilant, notably because of the pressures upstream of the lake, as demonstrated by the results of monitoring activities in the Rhone at Porte du Scex, and also because of the conceptual limits of the assessment criteria and the water quality in terms of micropollutants (absence of drinking water quality criteria for many substances such as pharmaceutical residues, a cocktail effect, etc.).

3. WHITEFISH AND PERCH SPAWNING

The reproduction periods (beginning and end dates, duration) of the two fish species, whitefish (*Coregonus lavaretus*) and perch (*Perca fluviatilis*), are followed in Lake Geneva as an indicator of climate change. Water temperature has a different influence on the initiation of spawning in these two species.

- **Methods**

The reproduction of whitefish has been monitored in winter since 2015 with multi-mesh gillnets set and sampled every week on reference sites where fish regularly spawn. For perch, artificial spawners have been installed every year on a reference site since 1984, at different depths, from the beginning of April until June.

The interannual variations observed in whitefish spawning dynamics were strongly related to water temperature fluctuations. However, since the 2018–2019 winter, the data gathered are no longer sufficient to demonstrate a relation with temperature. Sampling is no longer adapted to the population of genitors in their current numbers. Moreover, poor weather conditions resulted in interrupting the sampling the last week in December 2019, inducing a bias in the results. A standardised protocol, using noninvasive methods, less dependent on meteorological fluctuations, is currently being developed.

In 2020, monitoring the reproduction of perch was strongly impacted by the COVID19 epidemic: normally monitoring begins in the first half of April, depending on the temperature. Data could only be collected beginning at the end of May 2020.

- **Whitefish**

A total of 22 individuals were captured during the observation period. On 10 December 2019, the reproduction period had begun. The date corresponding to 50% of the genitors being collected is thought to be between 2 and 6 January 2020 (uncertainty due to the interruption of sampling in December).

It is estimated that 60% of the individuals reproduced for the first time, at the age of 1 year; 2-year-olds account for 23% and the remainder is made up of 3-year-old individuals. Since the beginning of the sampling campaigns, the age structure has greatly evolved, with an increasingly large proportion of young individuals.

The 2019–2020 reproduction season was one of the latest since the beginning of surveillance, with dynamics close to what was observed in 2015–2016 and 2016–2017. The dynamics observed is biased, however, because of the low number of individuals sampled and the absence of nets put in place the last week in December. The reproduction peak probably occurred the week when sampling did not take place.

- **Perch**

In 2020, spawning is thought to have begun on 16 April, about 2 weeks earlier than the spawning start date generally observed. The temperature reached the threshold of 12°C on 24 April, the probable date of the reproduction peak. The rise in temperatures continued until the end of April, before abruptly decreasing to around 10°C because of a wind episode. This phenomenon may have slowed the reproduction dynamics and therefore influenced how the ribbons of eggs were spread and deposited over time.

Based on temperature data, in 2020 reproduction was therefore one of the earliest of the chronological series. Spring 2020 was dominated by high-pressure conditions and was the second warmest spring since 1900.

SPECIFIC STUDIES

4. MICROPOLLUTANTS IN LAKE FISH

This study aimed both to detail the time trends of fish contamination for mercury, polychlorobiphenyls (PCBs) and perfluoro-alkylate substances, particularly perfluorooctane sulfonate (PFOS), and to assess the presence of halogenated (dechloranes and decabromodiphenyl-ethane, DBDPE) and organophosphorus flame retardants. The analyses were performed on entire fish: 29 roach, 19 burbot and 26 perch from four zones in Lake Geneva.

All the samples exceeded the concentration in mercury of 20 ng/g (fresh weight, fw), beyond which the predators of these fish (e.g. pike, herons) could incur harmful effects (secondary poisoning). Analysis of the time trends in burbot and perch, for which time data are more reliable, show no significant change since 2000. In the range of perfluoro-alkylate substances analysed, PFOS seems predominant, with concentrations at least one order of magnitude greater than those of other perfluoro-alkylate substances. Approximately half of the samples exceeded the secondary poisoning criterion, set at 33 ng/g (fw), therefore indicating a potential risk for the predators of Lake Geneva fish. However, this type of contamination has notably decreased since the 2008–2012 period when work was begun on monitoring PFOS and other perfluoro-alkylate substances in the flesh of the fish in the lake. For NDL-PCBs (which have no dioxin-type effect), the concentrations measured remain much lower than the secondary poisoning criterion. In terms of time trends, one cannot conclude with certainty; a possible increase in the concentrations in burbot nonetheless seems unlikely.

The measurements of halogenated flame retardants, DDC-CO (a dechlorane) and DBDPE, carried out in 2020, are comparable to those done in 2018. Among the organophosphorus flame retardants, tributyl-phosphate was measurable in 70–84% of the samples, depending on the species, whereas the other two substances searched for in this family were detected in only small quantities or not detected. The alternative halogenated flame retardants still present concentrations lower than flame retardants used in the past (polybromodiphenyl-ethers, PBDE) in burbot and roach, whereas the organophosphorus products are found at a level similar to PBDE in roach, and higher in burbot.

5. BIOLOGY, ECOLOGY AND POTENTIAL IMPACTS OF *DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS* (QUAGGA MUSSEL), AN INVASIVE SPECIES IN LAKE GENEVA

This chapter of the annual report aims to summarise the biology, ecology and the potential impacts of the mussel *Dreissena rostriformis bugensis* (or quagga mussel), an invasive species that is now well established in Lake Geneva. This species probably appeared in the lake around 2015 and cohabits with another *Dreissena* species, *Dreissena polymorpha* (zebra mussel), which has been present in Lake Geneva for a longer time. The very rapid expansion of the quagga, which in 2019 occupied a high proportion of the lake bottom all around the lake (see 2020 report), and the sometimes very substantial impacts observed in other regions warranted a bibliographic study, so as to set up the necessary field studies, and if necessary to enact guidelines.

Dreissena polymorpha, the zebra mussel, and *Dreissena rostriformis bugensis*, the quagga mussel, are two genetically clearly distinguished species. The shells of the quagga mussel and the zebra mussel are highly polymorphous, which makes it difficult to determine the species based only on morphological criteria, particularly

for small individuals. In addition, the eggs and the larval stages of these two species are very similar and cannot be differentiated based on morphological criteria.

Molecular tools make a certain identification of the quagga mussel possible. Use of environmental DNA allows early detection and does not require sampling individuals.

From a biological point of view, dreissenids are the freshwater equivalent of sea mussels, although they have a smaller size (up to 3–4 cm) and a branchial system. The homology between dreissenids and sea mussels is highly unique in freshwater fauna. The original aquatic milieu in Western Europe, like those in North America, did not accommodate this organism profile, which is powerfully filtering, feeds on plankton, and is able to reach high densities, with a rapid growth rate.

Quagga and zebra mussels have separate sexes, with a very low rate of hermaphroditism. Spermatozoid mobility in water is a common adaptation in sea mussels, which allows this mode of reproduction. Both species present female fertility on the order of 30 000 eggs/individual with maximum estimations greater than 1 000 000 eggs per female per season.

The ovocyte fertilised in water gives an egg that very quickly becomes a trochophore larva, which acquires a velum and becomes a veliger larva, i.e. a drifting planktonic stage. It then transforms into a D-larva and subsequently firmly attaches to a solid surface through its byssus. In most cases, a maximum 1% of planktonic larvae succeed in finding a surface to develop. In contrast to the zebra mussel, the quagga presents an aptitude for attaching to thin substrates.

The quagga develops in the hypolimnion of deep lakes beginning at 9°C; its tolerance to cold temperatures means less mortality during the winter period. Once attached, quagga mussels grow faster than zebra mussels.

The attachment of zebra and quagga mussels through a byssus is both a strength and a weakness for these animals. The presence of a byssus bestows them with a remarkably singular ecology compared to the freshwater species that were already present in Europe and North America. Fundamentally, this attachment allows mussels to save energy to fight against the current, to gain highly diverse habitats, most of which are totally unoccupied by other filtering species that have no ability to attach, and to optimise filtration by better management of valve opening in a turbulent environment. Attachment does not prevent the animal from moving around; it can be highly transient and the byssus regenerates rapidly.

Dreissenids are transported over great distances (several tens of kilometres) via their planktonic stage (veliger larva), which drifts on the water. This is the stage transported in ballast water for intercontinental transfers. Mussels can also travel attached by their byssus on a natural or anthropic vector: macrophyte strands, drifting objects, ship hulls or logs transported on the water (a probable spreading vector in the nineteenth century in Europe for *D. polymorpha*). Adults are capable of detaching from their solid surface as a consequence of different stimuli.

D. r. bugensis left its small native Ponto-Caspian area late, first towards the north in the 1940s and then towards the west of Europe beginning in 2004 (2011 was the first observation in France). This is quite late compared to *D. polymorpha*, originating from a vast region within the Ponto-Caspian watershed, which set off its spatial expansion beginning in the eighteenth century via pan-European transports of wood and goods. The European invasion by *D. r. bugensis* is also paradoxically later than on the North American continent, in the Great Lakes region (end of the 1980s, first formal identification in 1991).

The spatio-temporal analysis of distribution maps shows that the spatial distribution of zebra and quagga mussels continues to expand today in both North America and Europe. The preconceived notion that “they are everywhere anyway” generates negligence in the measures undertaken to prevent colonisation of new environments. Pleasure boats already play a key role in the secondary spread within large hydrographic catchment basins. It is important to prevent both new and secondary introductions (potential introductions of new lineages to areas where the species is already present), to avoid having to manage a highly impactful proliferation on the ecosystem. When the species is implanted, it does so in a relatively permanent manner, in that spontaneous disappearance of quagga is nearly non-existent. The environments where the quagga mussel does not easily flourish (mixing of the water column, presence of zebra mussels) are shallow. An overview published in North America showed that the peak in quagga density arrived a mean 12–13 years after its arrival. In Europe, a nearly complete replacement of the zebra mussel by the quagga has already been observed, even in shallow lakes, 3–4 years after the arrival of the quagga. The total biomasses of dreissenids continue to rise over time in deep environments, given the age structures and the dominance of the quagga. They are at their maximum between 30 and 100 m deep.

The morphometry of lakes partially governs the proliferation of quagga mussels. In shallow environments with no stratification, the zebra mussel holds its own, including at density levels that predated the arrival of the quagga. In deep environments, the presence of quagga generates (1) a decline in the zebra mussel, (2) an increase in the total density of dreissenids and (3) a dreissenid biomass that can be three times that in shallow lakes. However, the impacts on plankton can be the greatest in shallow, non-stratified lakes.

Dreissenid attachment is a key factor in their impact on other animals, most particularly the autochthon Unionidae mussels. The high-density impact of dreissenids on the population dynamics of *Unio* and *Anodonta* species can be significant, but to date it has never led to extinction. Filtration is the activity that cascades to most of the impacts that exotic bivalves have on the ecosystems invaded: a massive impact on suspended matter and plankton, modification of trophic networks, reorientation of energy flows within the ecosystem and deoxygenation of the water. Filtration is a link between what occurs at the water column or the pelagic zone and what occurs at the lake bottom or the littoral zone: filtration brings biomass (essentially phytoplanktonic) from the water column (seston) toward the bottom via faeces and pseudo-faeces, the waters become clear, herbivores develop and the other compartments react in a cascade to these modifications. Filtration rates are today poorly evaluated because of a lack of studies on the factors that control this activity (temperature, nature and diameter of the suspended matter, biotic or chemical pressures).

The productivity of the majority of the milieux invaded by dreissenids is controlled by phosphorus inputs, very often a limiting factor. Quagga that develop en masse induce at least two phenomena that completely control the primary production of the trophic network:

- [1] Phosphorus is massively filtered by mussels and partly (around 10%) used to create benthic biomass with a short lifespan. Mussel excretion as well as the rejection of faeces and pseudo-faeces, which are then broken down by bacteria, make this phosphorus, taken up in the water column, available with a very rapid recycling rate. This recycling rate is the dominant element of the control of this element, well beyond the contributions from the watershed.
- [2] A “coastal deviation” generates a spatial cleavage between the littoral zones that are massively invaded by mussels and have become rich in phosphorus and the pelagic zones that have been depleted of phosphorus compared to the pre-invasion state.

Filtration is used by bivalves to feed but also to oxygenate. Decomposition of organic matter brought toward the bottom also consumes oxygen. In summer, a period when temperatures are high, the effect of bivalves on the oxygen balance can sometimes result in local deoxygenation that is detrimental to other compartments such as the fish fauna.

Proliferation of bivalves is a new resource and suddenly important for many fish and bird species as well as invertebrates and mammals. The shell is a natural protection that is not necessarily an obstacle for certain consumers. Attachment by a byssus (dreissenids) and certain behavioural responses (aggregation, valve closure) are clearly reactions when a predatory danger is present. The new predator–prey relations that develop in an invaded environment regulate proliferations but also favour the arrival and/or development of new consumers adapted to this resource. The round goby is the Ponto-Caspian goby species with the largest proportion of dreissenids in its diet. This is an invader that “followed” zebra and quagga mussels somewhat late in a large number of colonised environments. The abiotic and biotic conditions (high mussel density) have now been brought together to make Lake Geneva an environment where the goby can proliferate. Source populations exist in the Rhine and Rhone watersheds.

The industries within which invasive bivalves develop bears a cost related to maintenance operations, reduced efficacy of industrial processes and an increase in the risk of disturbance (e.g. safety problems). The impact of zebra and quagga mussels alone may have an annual cost of several hundred million dollars for the United States in the drinking water and energy production sectors.

Technical options aiming to regulate dreissenids are being developed and respond to a growing demand to fight against their impacts. Within the dozen proactive actions (avoidance of larva installation) or reactive actions (regulation of adults), two innovative approaches are currently proposed by the private sector. The United States Environmental Protection Agency (USEPA) has authorised the company Marrone to market Zequanox (which contains dead bacteria) for use in any aquatic environment, whether artificial or natural. Use of this type of agent nonetheless seems totally unrealistic on the scale of an entire lake, both economically and technically. However, local applications seem possible and effective to preserve a particular site or usage. Other chemical techniques have also been proposed, but none is a priori free of side effects on the surrounding ecosystem.

6. CONTINUOUS PHOSPHORUS INPUT

After a first study (published in 2019), designed to assess the inputs to the lake of domestic phosphorus and to plot the trajectory at 50 years depending on scenarios, including demographic changes in the lake's catchment area and different hypotheses on the collection rate and the removal efficiencies, it was necessary to evaluate the future trends concerning the diffuse inputs, notably from soils. This second initiative was implemented in two phases: the first consisted in establishing the phosphorus fluxes in the lake's main tributaries (see the 2020 report); the second phase, presented in this annual report, aimed to address the prospective dimension of these continuous inputs using a modelling approach.

In this model (SWAT, Soil and Water Assessment Tool), Lake Geneva's watershed was divided into sub-watersheds, themselves composed of hydrological response units (HRUs). HRUs are unique combinations of soil, soil cover and slope classes. Hydric assessment as well as surface processes are calculated daily for each HRU and the results are aggregated at the sub-watershed scale or diffused to the main river segment of the sub-watershed. The sub-watersheds are connected by river networks. Aquatic processes such as sediment deposit and nutrient transfer are also simulated.

The main components of the phosphorus (P) cycle are modelled using SWAT, first at the soil level. SWAT reproduces the distribution of P between its different forms using decomposition, mineralisation and immobilisation algorithms, then transfers P to surface waters by erosion, runoff, leaching and lixiviation phenomena. Phosphorus can also be introduced into surface water by domestic wastewater treatment plants or industrial discharges. Once in the river, the processes related to P are modelled for the different forms.

The SWAT model's input data (topography, meteorology, soil hydrological properties, soil use, hydrographic network, hydrological measurements, agricultural practices, waste water treatment plants, atmospheric deposits) required for construction and calibration of the model were acquired from Swiss and French institutions or the scientific literature. The model was calibrated on the 2000–2015 period. The results from the calibrated model satisfactorily reproduce the sum of the annual means of the five main tributaries in terms of flow rates (196 m³/s simulated vs. 207 m³/s observed) and soluble P (38 tonnes simulated vs. 43 observed).

Four scenarios combining the climate changes of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (RCP 2.6 and 8.5) and soil use and fertilisation (extensive agriculture [lowered agricultural production, LAP] and intensive agriculture [liberalisation, LIB]) were developed to simulate the possible changes in water quality and phosphorus entering Lake Geneva by 2050. The LIB scenario is based on fertiliser inputs similar to those currently known, whereas the LAP scenario predicts a 50% reduction.

To assess the potential effects of soil use scenarios combined with climate change effects, a dynamic simulation of the changes in P levels in Lake Geneva was undertaken with a mass balance model, using the STELLA dynamic simulation software. The lake compartments considered were the epilimnion (0–30 m), the upper hypolimnion (30–150 m) and the lower hypolimnion (150–309 m). The runoffs and P concentrations modelled by SWAT were transmitted as input data to the STELLA model to estimate the effects of their variations on P concentrations in the lake.

These different simulations have brought out the following conclusions:

- I. Climate changes could result in pronounced changes on the quantity of water arriving in Lake Geneva with a reduction of runoffs in the RCP 2.6 scenarios (–16%) in 2050 and a 19% increase in the RCP 8.5 scenarios in 2050 (Figure 3).
- II. Changes in soil use will not have a pronounced effect on runoff and water quality.
- III. Only the 50% reduction in fertiliser use, in the extensive agriculture scenario (LAP), has a significant impact on P input.

The dynamic simulation of the changes in the lake's P concentrations led to concluding that:

- I. By 2050, the mean total P concentrations in the lake would be approximately 14 µg/L and 13 µg/L for the RCP 2.6 climate scenario with f LIB and LAP practices, respectively;
- II. These concentrations would be approximately 13 and 12 µg/L for the RCP 8.5 climate scenario and the same fertilisation practices, with increased export toward the downstream portion of the lake, compensating the largest inputs.

This simulation of how P concentrations in the lake would evolve was done assuming constant domestic inputs so as to clearly delineate the effect of land use. One can therefore also conclude that changes in total P concentration will in the end probably depend more on how well domestic inputs are controlled than on continuous inputs.

It should also be noted that the differences in temperature and precipitation between the two RCP scenarios intensify after 2050, suggesting greater impacts on runoff and consequently on diffuse pollution by 2100.

7. RETROSPECTIVE ANALYSIS OF BIOLOGICAL SAMPLING AND THE RELATION WITH PHYSICOCHEMICAL SAMPLING

A first study conducted in 2018 examined the physicochemical monitoring of Lake Geneva's water column at SHL2. Most particularly it was able to characterise the profiles of variability over time (by parameter group), as well as the sensitivity profiles in deep waters (e.g. the effect of removing one sampling depth on uncertainty). This second phase provided a similar retrospective analysis for the biological monitoring parameters (phytoplankton, zooplankton) and studied the relations between the most relevant parameters of physicochemical monitoring and certain parameters of biological monitoring (biovolumes, chlorophyll *a*).

The biological data were classified into two categories: raw taxonomic data for phytoplankton and zooplankton on one hand, and the more global parameters of biological monitoring (biovolumes, chlorophyll *a*) on the other. The retrospective analysis basically concerns the 2002–2018 period.

As for the study on physicochemical monitoring, total uncertainty is broken down according to the same three elements of natural variability (year, season and depth). This procedure was only applied to the three global parameters (phytoplankton and zooplankton biovolumes and chlorophyll *a*) for the temporal variability components (year, season) and only to chlorophyll *a* for depth. This requires analysing the changes in the distributions of the deviations from a reference (in this context, the mean), around which uncertainty is applied depending on the number of samples used to compose the mean. The relations between the biological and physicochemical data were first analysed by ordination; then the cross-correlations between the time series were examined.

The bootstrap analyses for variability and sensitivity demonstrate that there was a satisfactory number of samples taken per season. Spring appears to be a season with greater variability, requiring at least five (chlorophyll *a*, phytoplankton biovolume) or seven (zooplankton biovolume) samplings to adequately understand the variations. The results are more stable in summer (five samplings suffice), but the 15-m depth is sensitive.

With redundancy analysis (between analysis of the main components of the biological data and the physicochemical variables), an annual gradient is found pointing to taxon cohorts (phyto- and zooplanktons), which appear and disappear as a function of the seasons in relation with the variations in the physicochemical parameters such as pH, ammonium, total organic carbon and the nitrate ion on the one hand, the nitrate ion, full alkalimetric titer (TAC), total nitrogen, total phosphorus, the orthophosphates, reactive silica, the sulfate ion and magnesium on the other hand. However, this type of analysis is limited in that the physicochemical and biological measurements are considered synchronously, whereas there can be a lag in time between the change in a physicochemical variable and the biological response induced (or the opposite).

The synchronous relations between physicochemical and biological variables are for the most part not among the significant results of the cross-correlation analyses. The results of these analyses often have a sinusoidal appearance, with a regular alternation of the positive, null and negative coefficients (indicating a delay of one or several seasons). The majority of the significant results concern the surface zone (46% of the significant results versus 14% and 15% for the other depth zones). This sinusoidal evolution does not appear with the physicochemical variables whose annual change is greater than the seasonal change, notably sodium and chloride ions. Use of cross-correlation coefficients between biological and physicochemical time series has made it possible to study these discrepancies. Very logically, the strongest relation appeared in the surface zone. Ammonium, the nitrite ion, particulate phosphorus and total organic carbon present a relatively synchronous co-evolution (at the season scale) with the biological variables. Dissolved oxygen, the nitrate ion or magnesium and calcium ions present a lag in their seasonal kinetics compared to the biological variables.

The synchronous and inverse relations for a discrepancy of two seasons is logical because the seasonal rhythm is basically regular, corresponding to the semestrial alternation of the maximum and minimum values for the two variables concerned. For example, the mean of total phytoplankton biovolume is negatively correlated with the reactive silica rate (averaged over the season) during the same season because the minimum and maximum values are opposed. Yet this correlation becomes positive if these same means of phytoplankton biovolume are compared with the silica rates observed two seasons earlier, because the maximum and minimum values coincide at this time. The lags of one (or three) season(s) reveal a direct or indirect reaction time from one variable to another. For example, the peaks in *Leptodora* biovolume are positively correlated with the peaks in ammonium rates one season before.

Finally, at least seven groups of biological variables or biovolumes were identified per taxon with comparable kinetics, suggesting that one can provide greater precision on kinetics common to certain taxon cohorts.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA AND METEOROLOGICAL DATA

CAMPAGNE 2020

Viet TRAN KHAC, Philippe QUETIN et Orlane ANNEVILLE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARTEL)

CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX

Résumé

L'année 2020 est l'année la plus chaude enregistrée en France depuis 1900 selon Météo-France. Au niveau local, comme en 2018, la température moyenne de l'air inter-stations est de 12.3°C. Cette température est supérieure de 1.5 °C à la normale de la période 1981-2010. L'année 2020 présente un ensoleillement en dessus de la normale, et ce en particulier pour les mois entre février et juin. La pluviométrie est légèrement en dessous de la normale de la période 1981-2010.

L'absence de données pour les mois de mars et d'avril nous contraint dans la détermination de la profondeur maximale de brassage hivernal. Néanmoins, il semblerait que cette dernière aurait atteint 120 m, ainsi l'hiver 2020 n'aurait pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. Depuis le dernier brassage hivernal complet en 2012, la température de l'eau au fond du lac a augmenté de 0.81 °C. Les couches d'eau profondes n'ayant pas été réoxygénées par le brassage hivernal, la concentration en oxygène dissous à 309 m reste inférieure à 4 mgO₂/L tout au long de l'année 2020.

La phase des eaux claires a été bien observée le 30 juin 2020 avec une transparence de 10.7 m.

La concentration moyenne annuelle en phosphore total se stabilise en atteignant 16.92 µgP/L. La concentration moyenne annuelle en orthophosphates est de 13.05 µgP/L indiquant une augmentation de 1.14 µgP/L par rapport à l'année 2019

La teneur en chlorures se stabilise autour d'une concentration moyenne annuelle de 10.30 mg/L.

Abstract

According to Météo-France, 2020 was the hottest year on record in France since 1900. At regional level, the years 2018 and 2020 were both the hottest years since 1981. The inter-station annual average temperature was 12.3°C. It was 1.5°C above the 1981 – 2020 climate normals. The year 2020 was hot with above climate normals sunshine, in particular for the months from February to June. Rainfall is slightly below the 1981-2020 climate normals.

Due to the lack of data for the months March and April, the winter mixing depth was determined with large uncertainty. Nevertheless, it seems that the partial mixing would have reached 120m. Since the last complete winter mixing in 2020, the water temperature of lake bottom has risen by 0.81°C. Deep water layers were not reoxygenated. The dissolved oxygen at 309m remained 4mg/L throughout the year 2020.

The clear water period was observed on 30 June 2020 with 10.7m of water transparency

In 2020, the annual average concentration of total phosphorus stabilizes at 16.92 µgP/L. The annual average concentration of orthophosphate was 13.05 µgP/L, which represents an increase of 1.14 µgP/L compared to the year 2019.

The chloride concentration continued to stabilize around 10.30mg/L

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman réalisé dans le Grand Lac à la station SHL2 en 2020, et présente l'évolution de 17 paramètres (température, pH, conductivité, titre alcalimétrique complet, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphates, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, chlorophylle-a et transparence).

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2020 (température de l'air, pluviométrie, ensoleillement, rayonnement global et vents) est intégré à ce rapport et figure en annexe V. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA.

Le présent rapport utilise les données du suivi environnemental du Léman fournies par l'Observatoire OLA (Observatoire des Lacs Alpains) pour la période 1973-2020 (SOERE OLA-IS 2020).

2. MÉTHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la figure 1. La station SHL2, qui fait l'objet de ce rapport, est située au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) et correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m)

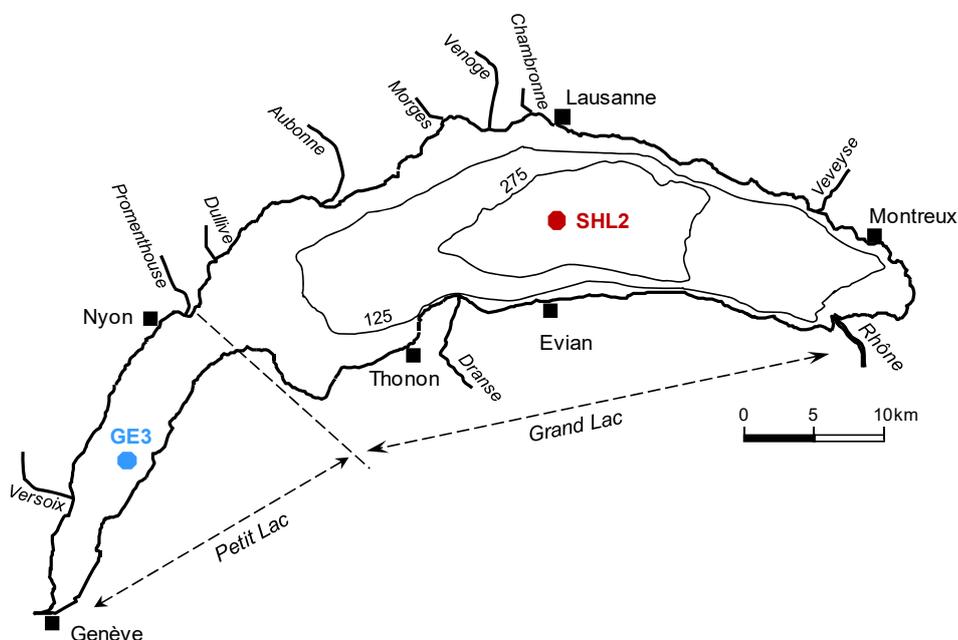


Figure 1 : Situation des points de prélèvement pour le suivi de la CIPEL sur le Léman

Figure 1 : Location of the sampling stations for the CIPEL monitoring of Lake Geneva

La station SHL2 est admise comme représentative de l'évolution à long terme du Grand Lac au point de vue physico-chimique (BLANC *et al.*, 1993). Les stocks et concentrations moyennes pondérées sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes II et III).

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 : 0 ; 2.5 ; 5 ; 7.5 ; 10 ; 15 ; 20 ; 25 ; 30 ; 35 ; 50 ; 100 ; 150 ; 200 ; 250 ; 275 ; 290 ; 300 ; 305 et 309 m.

La fréquence d'échantillonnage est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac évolue rapidement, la fréquence du suivi est plus importante. Elle suit le plan suivant : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations des conditions environnementales.

En raison de la crise sanitaire liée à la pandémie COVID 19, les prélèvements n'ont pas eu lieu pour les mois de mars et d'avril 2020. Par conséquent, il y a eu 15 campagnes de prélèvements en 2020, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table 1 : Dates of the sampling - Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	22.01.2020	11	23.09.2020
2	24.02.2020	12	13.10.2020
3	05.05.2020	13	03.11.2020
4	02.06.2020	14	18.11.2020
5	15.06.2020	15	16.12.2020
6	30.06.2020		
7	20.07.2020		
8	03.08.2020		
9	20.08.2020		
10	09.09.2020		

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARTEL INRAE de Thonon-les-Bains (Unité Mixte de Recherche entre l'INRAE et l'Université de Savoie Mont Blanc ; Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes Limniques), qui procède également à diverses mesures « *in-situ* ». Lors de chaque prélèvement, une sonde de pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique un écart moyen d'un mètre par rapport à la profondeur théorique et une variabilité allant de 0 à 5 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'UMR CARTEL INRAE de Thonon-les-Bains. Les méthodes analytiques utilisées sont selon les normes de qualité de l'eau normalisées AFNOR et sont comparées par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les derniers résultats obtenus en octobre 2015 par les différents laboratoires sont concordants (VARGAS, 2016). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de fidélité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'annexe IV.

Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a in vivo* sont réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable. Dans le même temps, une mesure de la transparence est effectuée en observant la profondeur de disparition d'un disque de Secchi. De 1957 à mi-2009, cette mesure était effectuée uniquement avec le disque de Secchi historique de l'INRAE non-normalisé (disque blanc d'un diamètre de 30 cm). Depuis mi-2019, seul le disque de Secchi normalisé (disque noir et blanc, 20 cm) est employé.

3. METEOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX

3.1 TEMPERATURE DE L'AIR

L'année 2020 est l'année la plus chaude enregistrée en France avec une température moyenne annuelle de 14 °C, devant 2018 (13.9 °C). Les données de température de 4 stations (Genève, Changins, Pully et Thonon) ont classé l'année 2020 la plus chaude au même titre que l'année 2018 avec une température moyenne de l'air inter-stations de 12.3°C. Cette température moyenne est supérieure de 1.5°C à la normale de la période 1981-2010.

En 2020, les températures moyennes de l'air sont supérieures à la normale 1981-2010 sur l'ensemble de l'année, excepté pour les mois d'avril et d'octobre (Annexe V).

3.2 TEMPERATURE DE L'EAU

Les températures moyennes mesurées dans les 10 premiers mètres montrent que cette couche d'eau en 2020 est plus chaude qu'en 2019, excepté pour les mois d'octobre et de décembre. Les écarts les plus grands sont observés pour les mois de mai, juin, juillet et septembre avec les différences de températures respectives de 3.5°C, 2.0°C, 3.4°C et 3.2°C (Figure 2). Le suivi mensuel n'a pas eu lieu pour les mois de mars et d'avril, mais étant donné les valeurs élevées des températures de l'air, il est probable que les températures de l'eau aient également été plus élevées qu'en 2019 à cette période de l'année.

La température de la couche 0-10 m est supérieure au 75^e percentile des températures mesurées sur la période 1973-2019 pour tous les mois de l'année, excepté pour le mois d'octobre. En 2020, la température de la couche 0-10 m se situe au 25^e percentile de la période 1973-2018 (Figure 3)

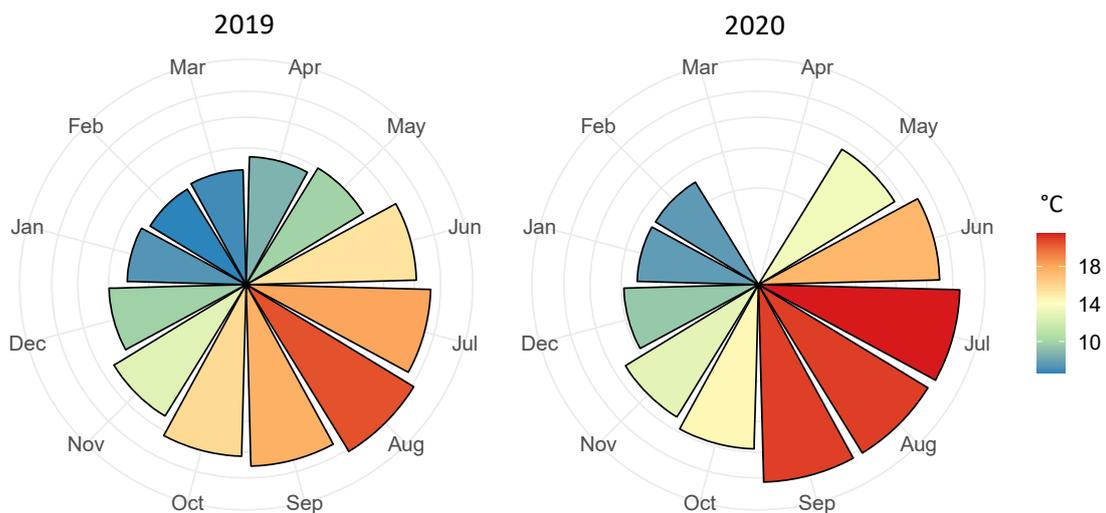


Figure 2 : Température moyenne mensuelle dans la couche (0-10 m) en 2019 et 2020, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 2 : Monthly average temperature in water layer (0-10 m) in 2019 and 2020, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

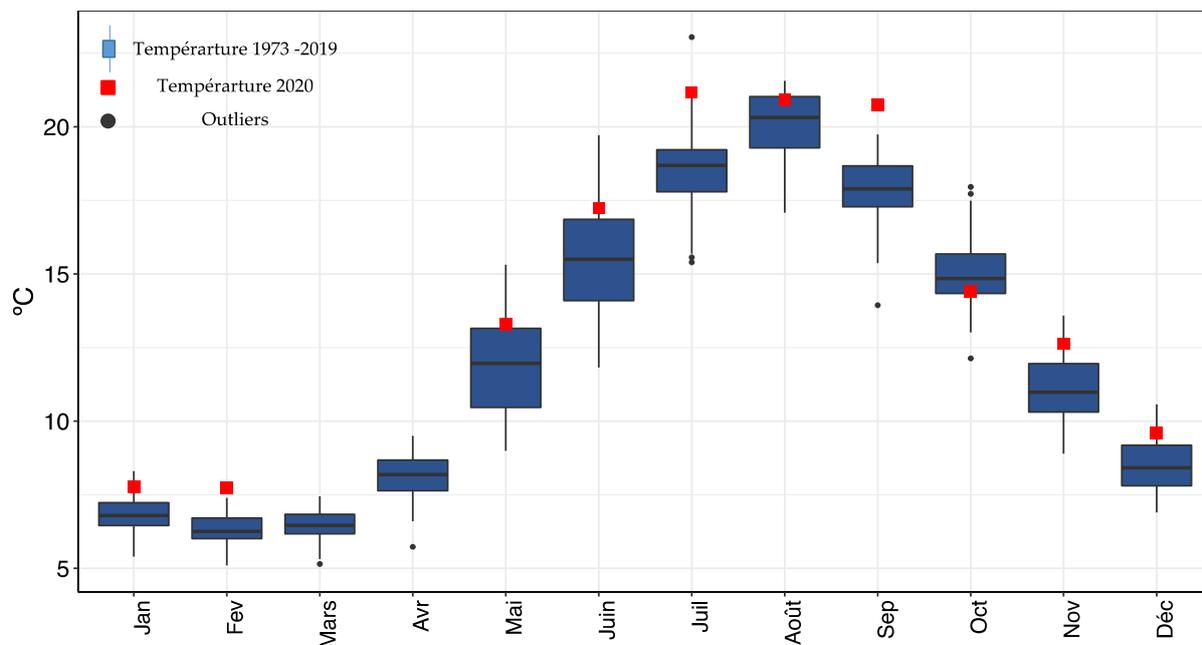


Figure 3 : Température moyenne mensuelle de l'eau de la couche (0-10m du 1973-2019 (boxplot) et en 2020 (carré rouge) – Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 3 : Monthly average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 – 2019 (boxplot) and in 2020 (red square), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

Faute de données de suivi pour les mois de mars et d'avril 2020, il n'est pas possible de confirmer si le brassage hivernal complet a eu lieu cette année 2020. Néanmoins, étant donné que l'année 2020 est l'année la plus chaude avec les mois de mars et d'avril particulièrement bien ensoleillés, ces conditions météorologiques suggère une faible possibilité pour un brassage hivernal complet.

En 2020, la profondeur du brassage hivernal partiel est observée à 120 m à la date du 24 février 2020 (Figure 4a). Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 5.9°C le 22 janvier 2020 soit 0.1°C et 0.2°C de plus qu'en 2019 et 2018. Ce brassage partiel n'a pas été suffisant pour réoxygéner l'eau des couches profondes du lac. La concentration en oxygène dissous mesurée au fond du lac est de 3.32 mgO₂/L lors du brassage (Figure 4a).

Au mois d'avril en 2020, la température moyenne de l'air inter-stations est de 13.0 °C, soit 3.2°C de plus par rapport à la normale de la période 1981-2010. Nous ne disposons pas de données *in-situ* pour confirmer mais de telles conditions météorologiques laissent à supposer un réchauffement des couches superficielles dès le mois d'avril avec la mise en place d'une stratification thermique qui entraîne la reprise de l'activité phytoplanctonique (Figure 4b, Figure 5). D'après les mesures *in-situ* de la sonde multi-paramètre, la concentration en chlorophylle-a est de 17.50 µgChl_a/L à 26.9 m au 05 mai 2020, qui correspond à une concentration en oxygène dissous à 11.98 mgO₂/L soit 104 % en saturation d'oxygène. Ces pics d'oxygène dissous correspondent à une activité phytoplanctonique importante durant la phase printanière (mai 2020) et fin d'été (août 2020) (Rimet, ce rapport).

La stratification estivale maximale est observée le 20 août 2020 avec une température moyenne de 20.3°C sur 0-10 m (Figure 4c, Figure 5). La déstratification thermique automnale de la masse d'eau se met en place dès le 13 octobre 2020 (Figure 4d, Figure 5).

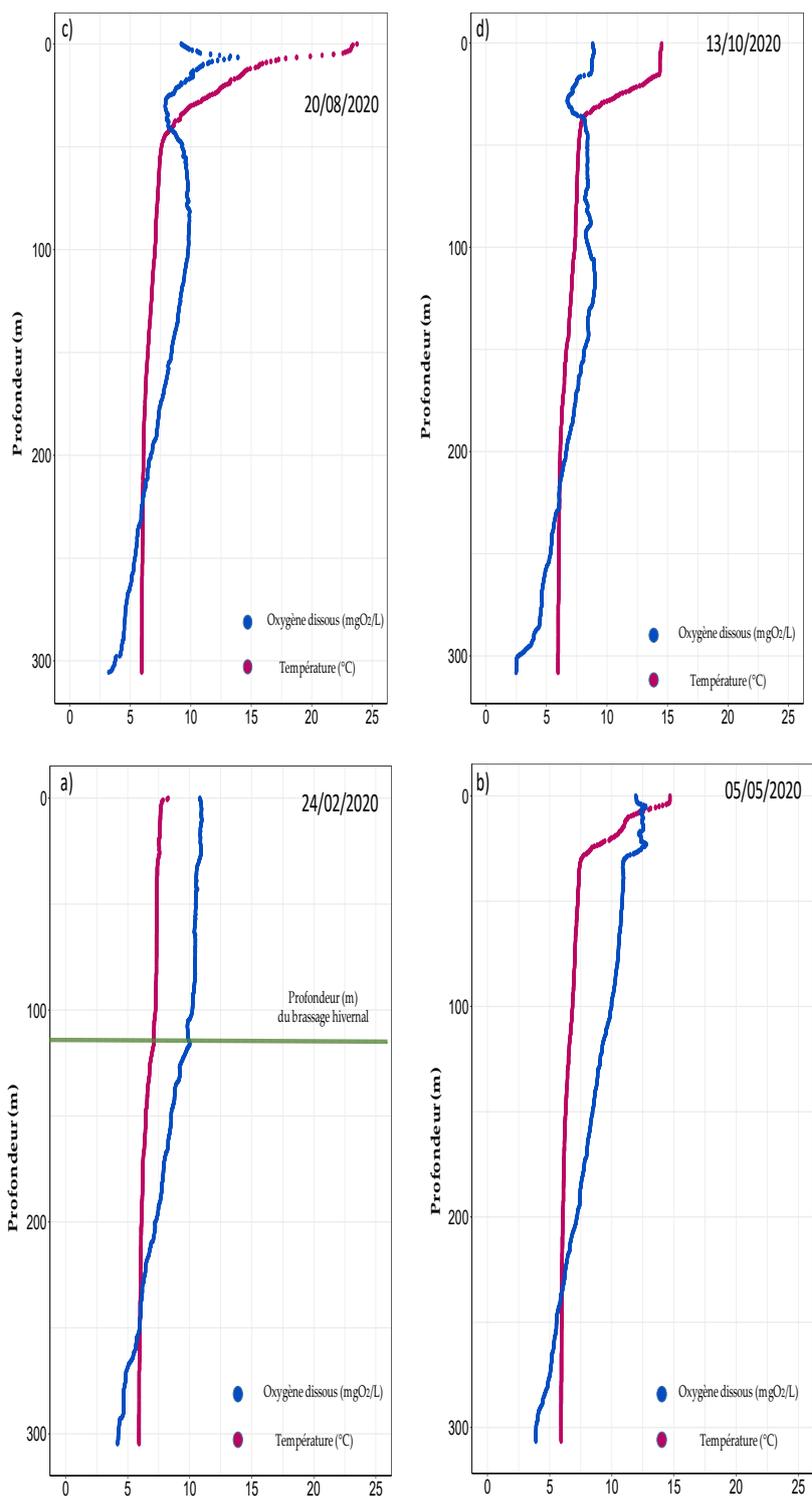


Figure 4 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de sondes multi-paramètres, Léman - Grand Lac (SHL2):
 a) en hiver lors du brassage partiel maximal observable (24.02.2020),
 b) au printemps (05.05.2020),
 c) en été (20.08.2020),
 d) en automne (13.10.2020).

Figure 4 : Physico-chemical profile made with multi-parameters probes, Lake Geneva - Grand lac (SHL2):
 a) in winter after maximal observable water mixing (24.02.2020),
 b) in spring (05.05.2020),
 c) in summer (20.08.2020),
 d) in autumn (13.10.2020).

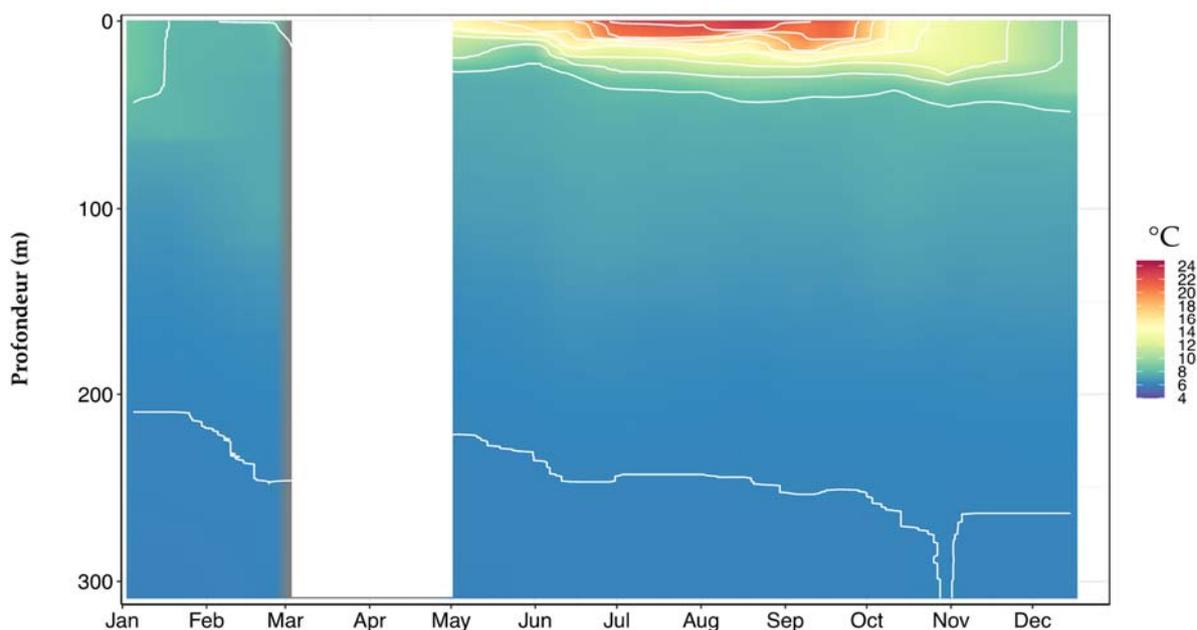


Figure 5 : Température des eaux du lac en 2020 (iso-contour en blanc), Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 5 : Water temperature in the lake in 2020 (iso-contour lines in white), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

3.3 VARIATION INTERANNUELLE DE LA TEMPERATURE DE L'EAU

La variation interannuelle de la température de différentes couches d'eau est présentée dans la figure 6. Les couches d'eau à 50 m et 100 m représentent une variabilité interannuelle plus marquée que les couches profondes de 200 m et 309 m.

Dans les couches profondes, la température de l'eau passe de 5.12 °C en 2012 à 5.93 °C en 2020, soit une augmentation de 0.81°C en 8 ans. Ce réchauffement est plus rapide que le réchauffement moyen observé sur la période pré-2000 pour les lacs européens, soit un réchauffement de 0.10°C par décennie (Dokulil et al. 2006). L'absence de brassage hivernal complet explique l'augmentation de la température observée ces dernières années (Figure 6).

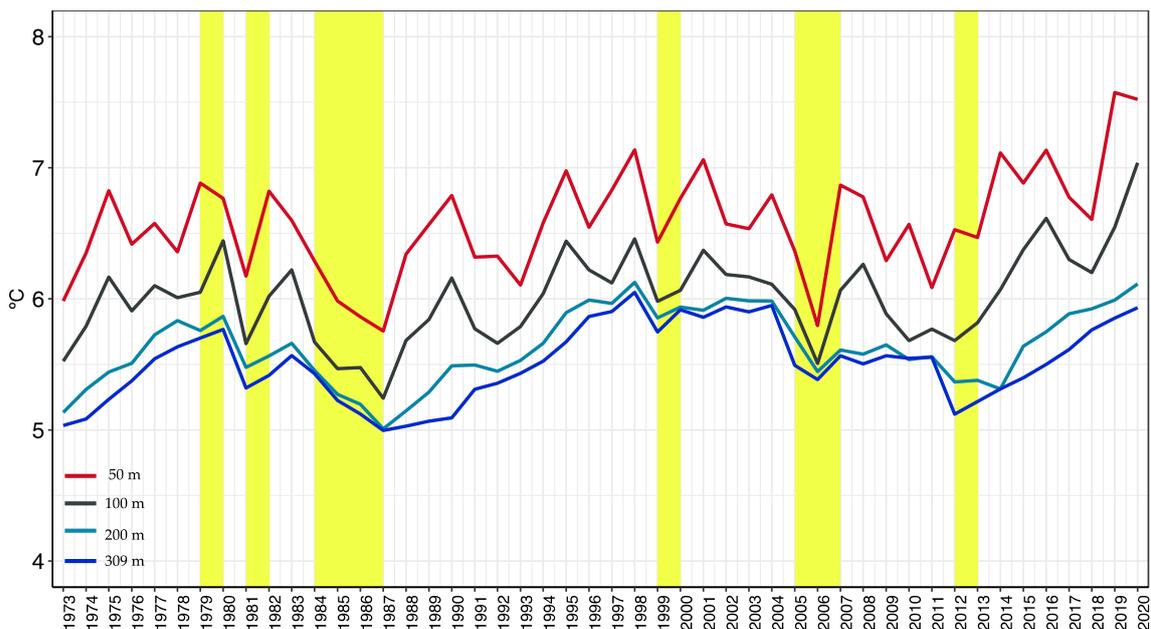


Figure 6 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1973 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 6 : Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1973 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La température moyenne annuelle dans la couche 0-10 m montre une tendance au réchauffement statistiquement significative depuis 1973 (p -value < 0.005) (Figure 7). En 2020, la température de cette couche est de 13.9 °C, soit une augmentation de 1.5°C par rapport à l'année 2019. Cette valeur en 2020 est la valeur la plus élevée de toute la série temporelle.

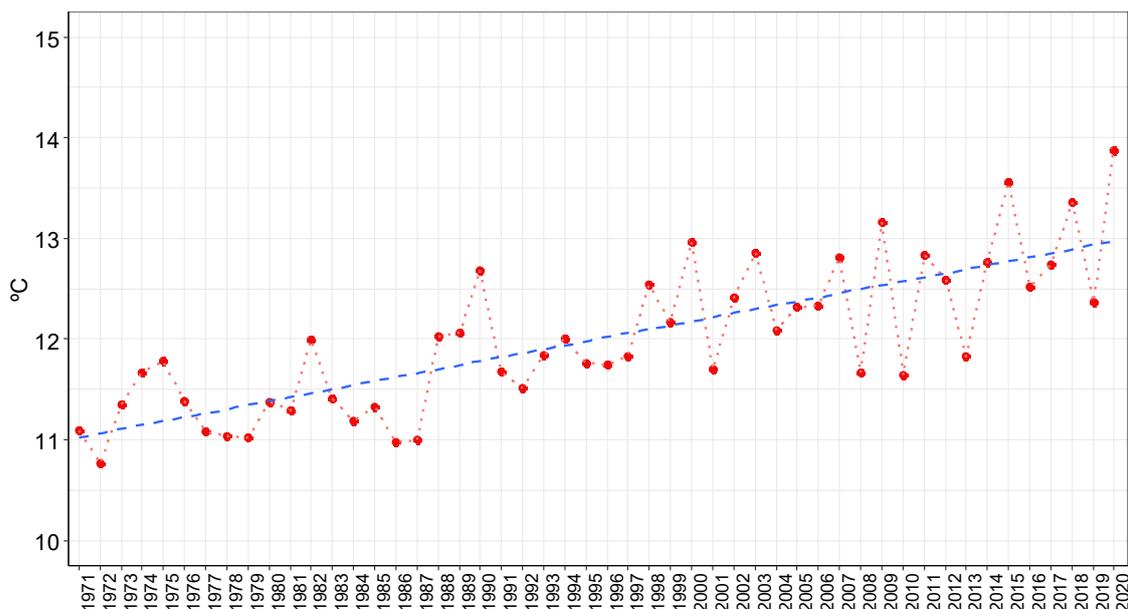


Figure 7 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau de la couche 0-10m de 1973 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 7 : Inter-annual changes in the annual average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4. PROXY D'ACTIVITE PHYTOPLANCTONIQUE

4.1 TRANSPARENCE DE L'EAU

La dynamique de transparence pour l'année 2020 est représentée sur la figure 8. L'hiver 2020 entraîne une transparence importante jusqu'à 15.0 m le 20 janvier 2020.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 5.9 m le 02 juin 2020. Après cette date, la transparence augmente en raison de la baisse de l'abondance de la communauté phytoplanctonique alors fortement broutée par le zooplancton. La phase des eaux claires est observée le 30 juin 2020. La transparence diminuera de nouveau par la suite. Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence augmente progressivement et atteint 7.8 m le 16 décembre 2020 (Figure 8).

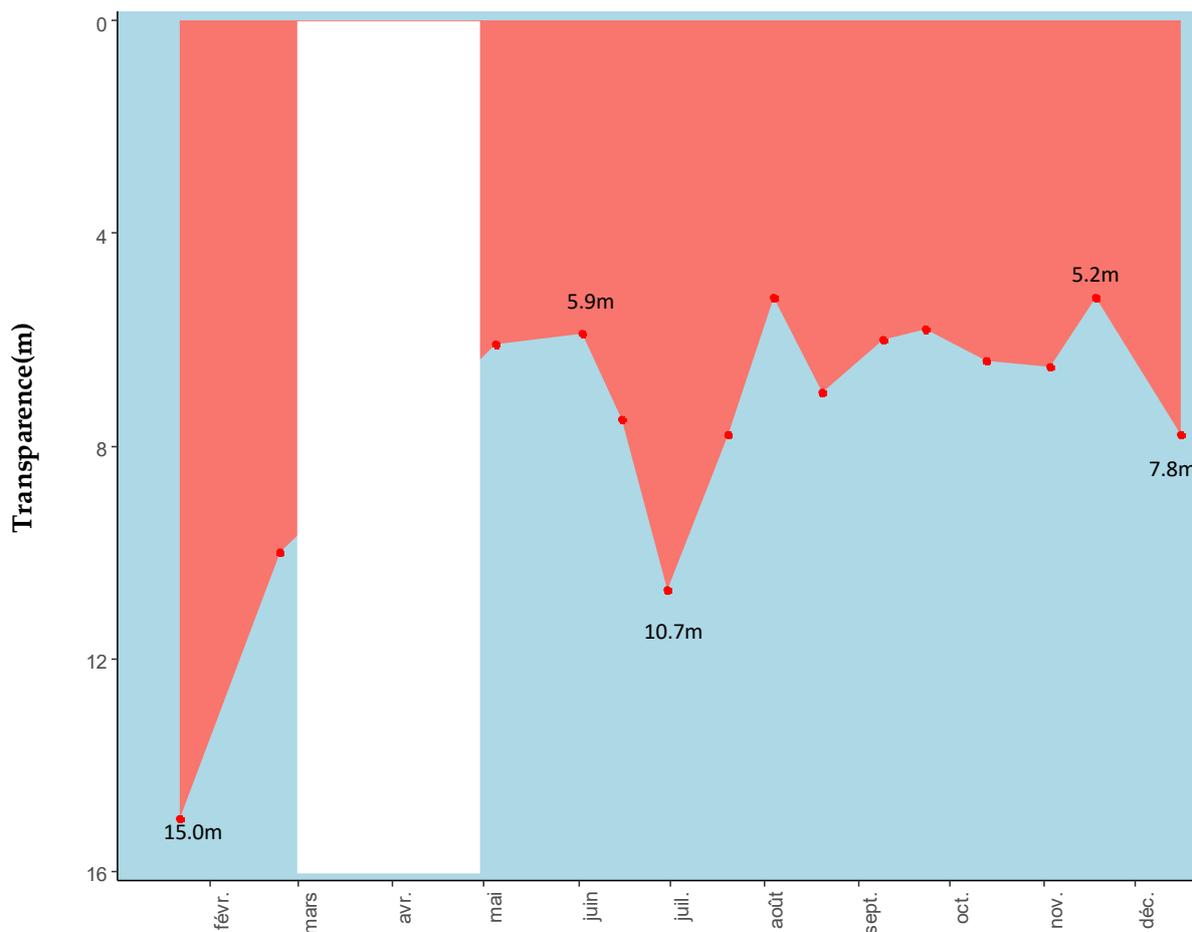


Figure 8 : Transparence avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 8 : Transparency using a Secchi disk, Léman - Grand Lac (SHL2)

4.2 PH

Le pH dépend de la température, par conséquent, cette mesure est corrigée puis exprimée par convention à 25°C.

La figure 8 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal qui s'est étendu jusqu'à 120 m, le pH de la colonne d'eau oscille entre 7.5 et 8.1 tel que l'on peut l'observer sur le profil du 24 février 2020 (Figure 9).

En présence des conditions propices (lumière et température), la reprise de l'activité phytoplanctonique printanière provoque une augmentation du pH dans les premiers mètres de la colonne d'eau habituellement dès le début du printemps. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO₂ lors la photosynthèse. Le CO₂ étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. Lors du pic phytoplanctonique le 05 mai 2020, le pH moyen mesuré dans la couche 0-30 m est de 8.5, soit 0.5 unité supérieure à la valeur du pH

à l'issue du brassage hivernal 2020. Le pH diminue continuellement et varie légèrement entre 8.2 et 7.9 par la suite, durant la période printanière et estivale. En fonction de l'activité photosynthétique, le pH augmente de nouveau et atteint une valeur de 8.3 le 09 septembre 2020, ce qui correspond au deuxième pic du phytoplancton (RIMET et al, ce rapport). Au mois de décembre 2020, le pH diminue progressivement dans toute la colonne d'eau en raison de la déstratification de la masse d'eau et de la diminution de l'activité phytoplanctonique.

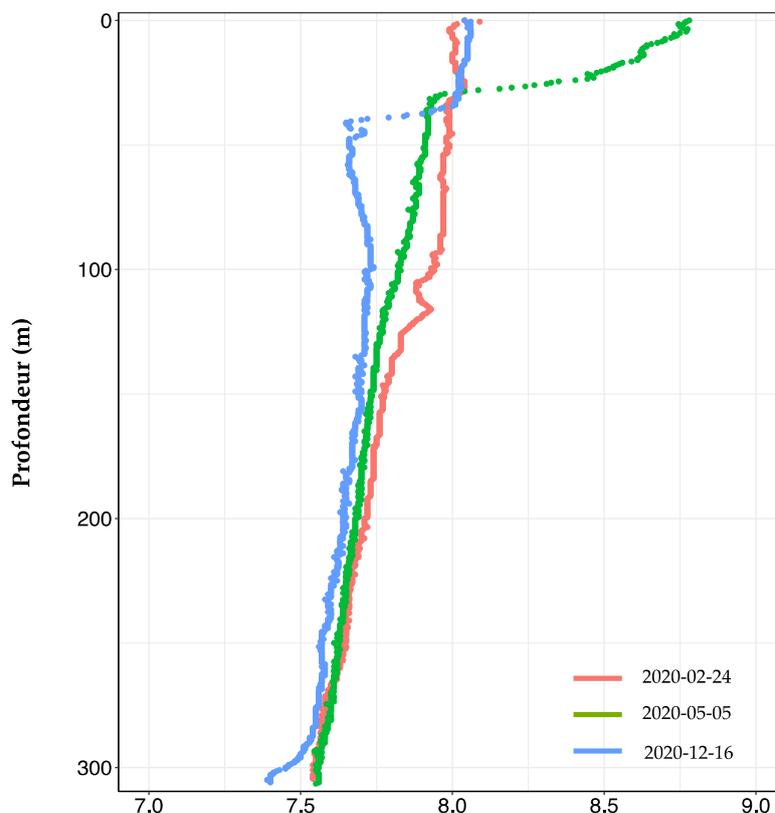


Figure 9 : pH des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal observable de la colonne d'eau (24/02/2020), de la reprise d'une activité photosynthétique significative et du pic phytoplanctonique (05/05/2020) et à l'issue de la déstratification de la colonne d'eau (16/12/2020), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 9 : pH in the lake as a function of depth after maximal observable water mixing (24/02/2020), during recovery of significant photosynthetic activity and during phytoplankton peak (05/05/2020) and after water column destratification (16/12/2020), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.3 OXYGENE DISSOUS

La figure 10 montre l'évolution des profils de concentration en oxygène dans la colonne d'eau du lac entre 0 et 30 m. La production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches superficielles est observable au mois de mai 2020. Cette activité phytoplanctonique printanière engendre une sursaturation en oxygène à la surface qui atteint une valeur moyenne de 12.68 mgO₂/L le 05/05/2020.

La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles poursuit son augmentation pour atteindre la valeur moyenne maximale de 11.75 mgO₂/L le 05 mai 2020. Après cette date, la concentration en oxygène dans la couche 0-30 m diminue progressivement à cause de la baisse de l'activité photosynthétique et atteint une valeur de 9.55 mgO₂/L le 20 août 2020. Ce phénomène peut aussi s'expliquer par la diffusion d'oxygène vers les couches d'eau inférieures qui sont désoxygénées du fait de l'activité bactérienne qui y règne et du dégazage vers l'atmosphère lors de la sursaturation en oxygène dissous de l'épilimnion. A partir de l'automne, l'enfoncement de la thermocline se met en place. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est observée avec un minimum à 28 m au mois d'octobre égal à 6.45 mgO₂/L en 2020 contre 6.36 mgO₂/L en 2019.

En 2020, le brassage hivernal n'a pas permis de redistribuer l'oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau. A l'issue de ce brassage, le 24 février 2020, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est égale à 3.32 mgO₂/L. Cette concentration est inférieure à 4 mgO₂/L qui est la valeur minimum relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse. Les concentrations demeurent inférieure au seuil de 4 mgO₂/L toute au long de l'année 2020.

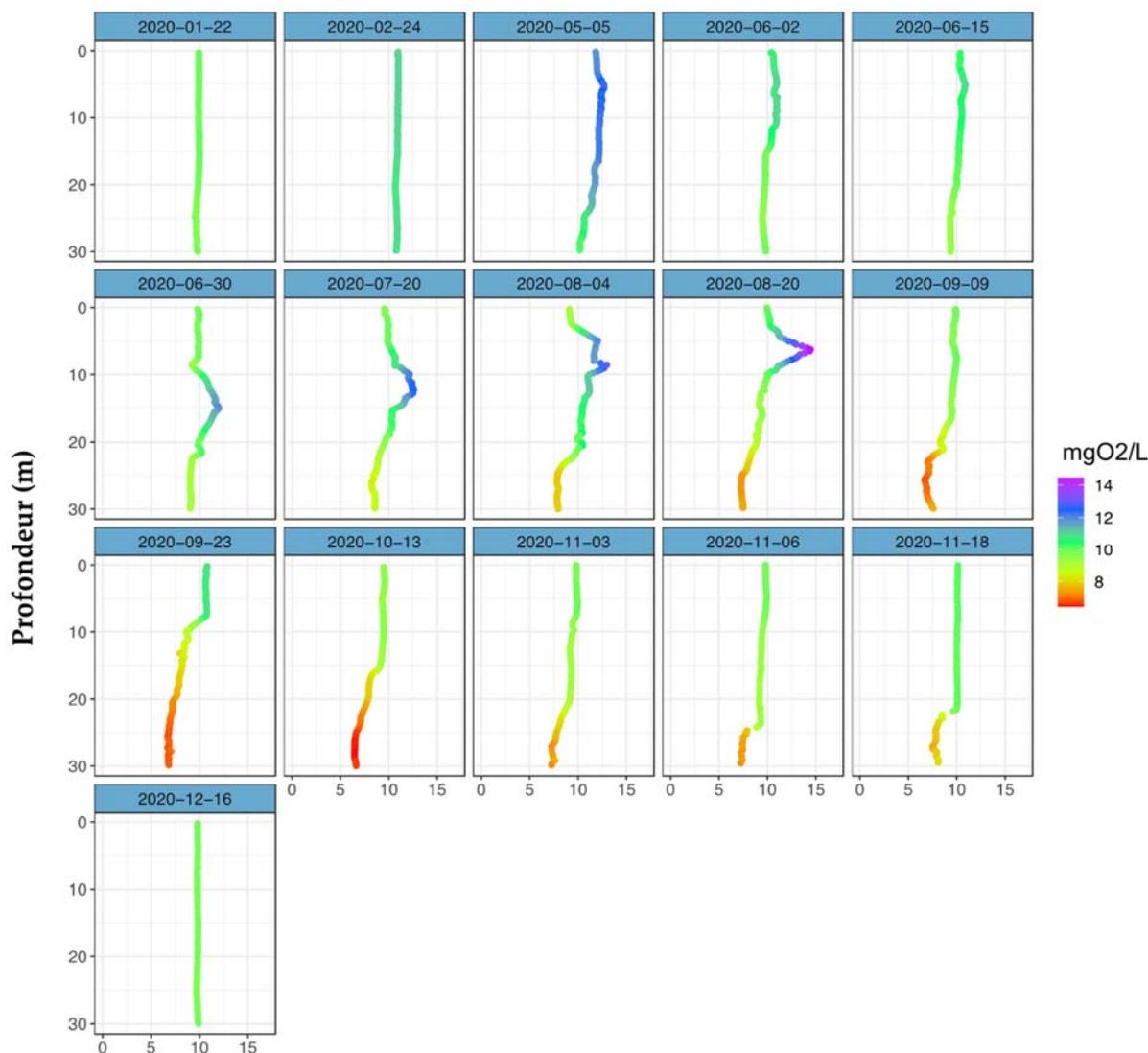
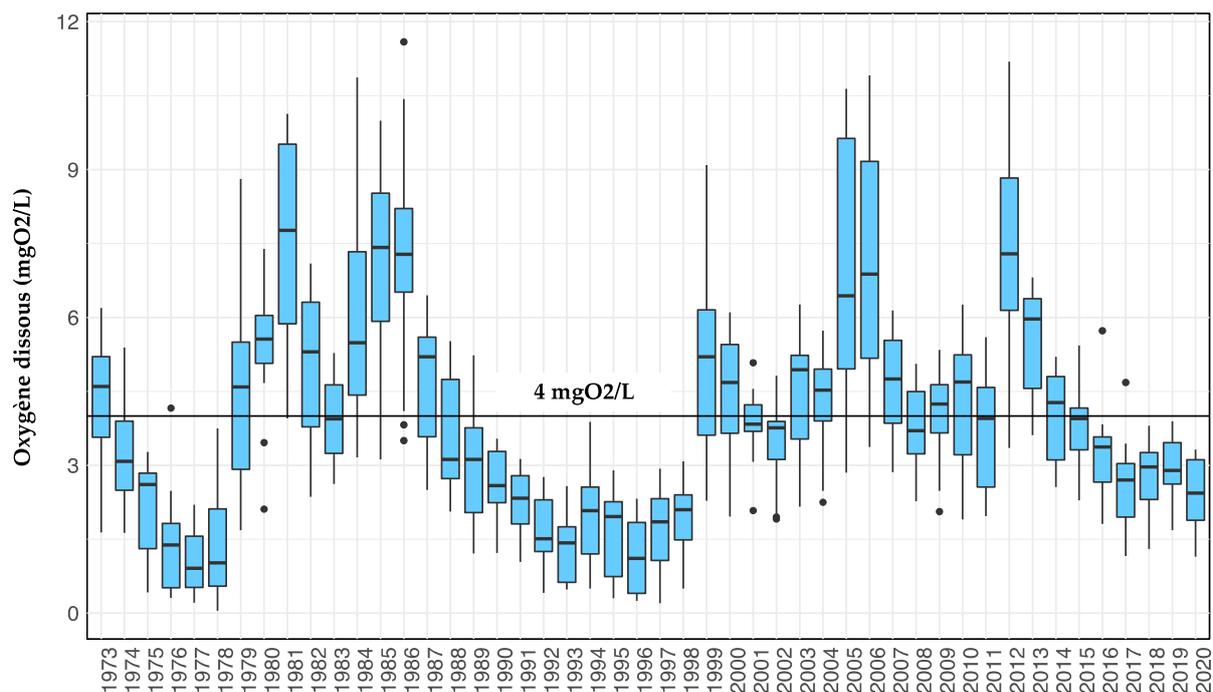


Figure 10 : Concentration en oxygène dissous entre 0 et 30 m de la colonne d'eau du lac, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 10 : Concentration of dissolved oxygen between 0 and 30 m of lake's water column, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 stipule que : "Pour les lacs, il faut également que la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mgO₂·L⁻¹ ; elle doit en outre suffire pour que les animaux moins sensibles, tels que les vers, puissent peupler le fond du lac durant toute l'année et en nombre aussi proche que possible de la densité naturelle. Les conditions naturelles particulières sont réservées".

La figure 11 présente la distribution de concentration en oxygène dissous à 309 m. Les brassages complets montrent un effet bénéfique en termes d'oxygène dissous pour le lac. Après le brassage complet en 2012, l'oxygène est de nouveau inférieur au seuil de 4mgO₂·L⁻¹ depuis 2016.



* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 11 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux à 309 m de 1972 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 11 : Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La désoxygénation des couches profondes entraîne plusieurs phénomènes propres à ces conditions réductrices : la réduction de certains métaux comme le manganèse et le fer, la formation d'azote ammoniacal, le relargage de phosphore à partir des sédiments et des eaux interstitielles. Ces phénomènes engendrent indirectement la remise en suspension des sédiments, visible avec l'augmentation de la turbidité, et libèrent ainsi la silice présente dans les eaux interstitielles et les sédiments.

4.4 MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire dans les couches d'eau superficielles est un indicateur de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Le carbone et l'azote organique ainsi que le phosphore total particulaire représentent plus précisément la fraction de nutriments assimilés par le phytoplancton. Par conséquent, les concentrations en carbone organique particulaire (COP) dans les couches superficielles évoluent inversement à la teneur en nutriments dissous dans l'eau et ceci dès le début de l'activité phytoplanctonique.

Ainsi, le pic printanier de carbone organique particulaire est observé le 05 mai 2020 avec une valeur maximale de 439 $\mu\text{gC/L}$ à 10 m (Figure 12). Le deuxième pic plus marqué de carbone organique particulaire est observé au mois de septembre avec une valeur de 479 $\mu\text{gC/L}$. Pour l'année 2020, les deux pics de carbone organique particulaire observés correspondent aux périodes où la biomasse phytoplanctonique est importante (RIMET, ce rapport).

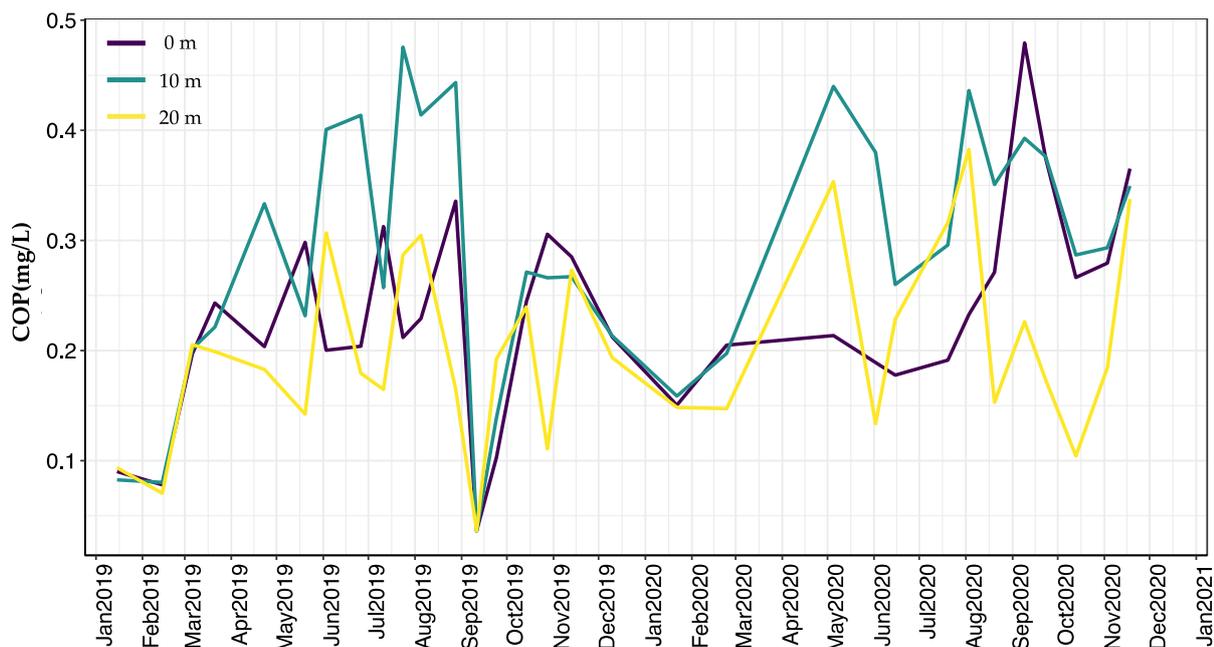


Figure 12 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches de 0, 10 et 20 m, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 12 : Concentration of particulate organic carbon in lake's water surface layers (0, 10, and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Les figures 13 a, b et c mettent respectivement en évidence la dynamique annuelle de la matière particulaire : COP, azote organique particulaire (NOP) et le phosphore particulaire (Ppart). Le carbone organique particulaire et l'azote organique particulaire ne présentent pas de tendance d'évolution particulière depuis l'année 2012. Le phosphore particulaire semble de montrer une diminution au cours de cette série temporelle depuis l'année 1986.

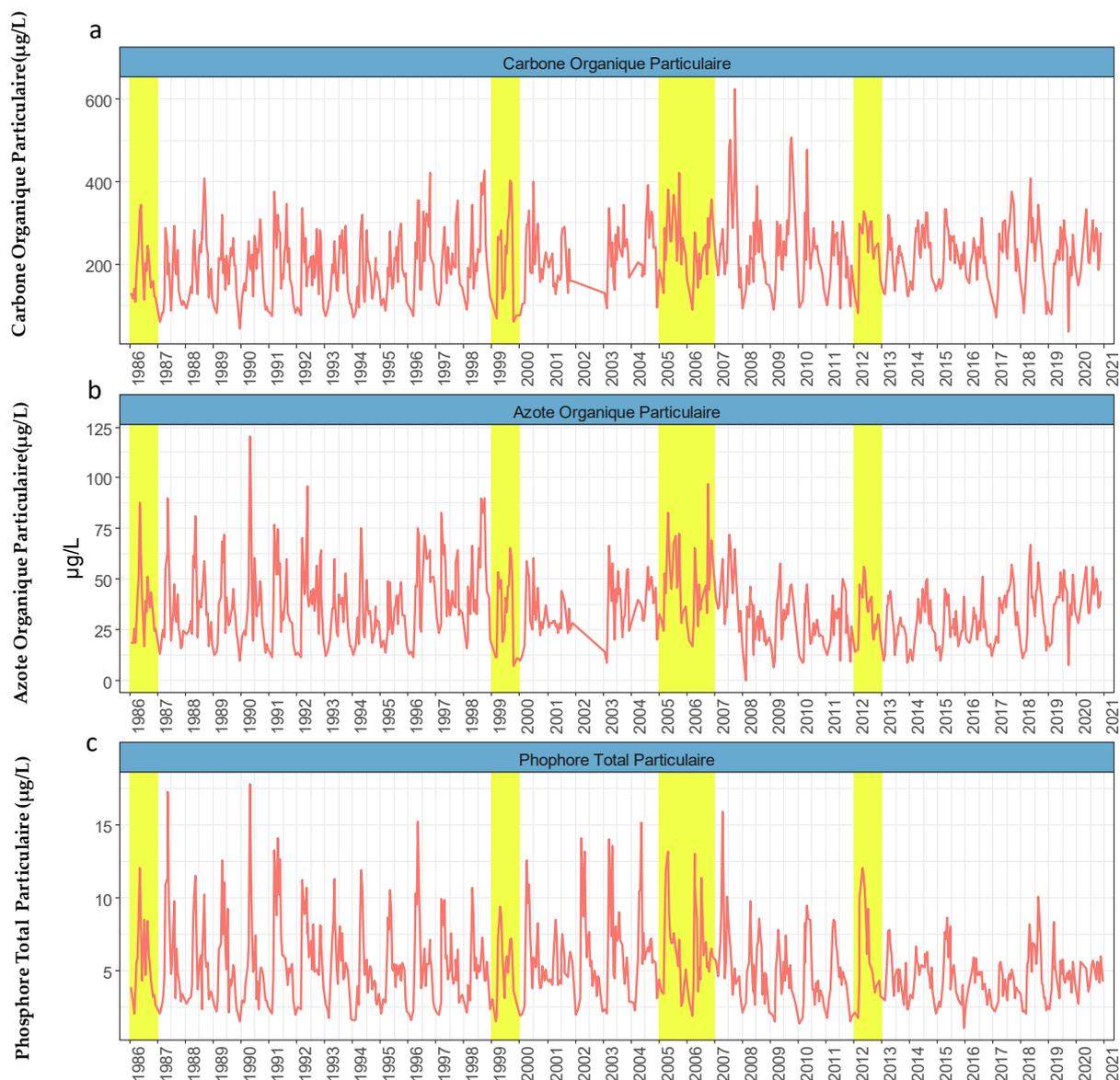


Figure 13 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche 0 - 20 m de 1986 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2) :

- a) Carbone organique particulaire,
- b) Azote organique particulaire,
- c) Phosphore total particulaire

Figure 13 : Change in the concentration of particulate matter in the 0 - 20 m layer from 1986 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

- a) Particulate organic carbon,
- b) Particulate organic nitrogen,
- c) Particulate total phosphorus

La carence en phosphore disponible pour les cellules algales est souvent observée pendant la période estivale. La figure 14 décrit le rapport N/P entre 1986 et 2020 qui traduit une carence en phosphore quand ce rapport est supérieur à 7, en se référant à la stœchiométrie de la réaction globale de la photosynthèse. L'année 2020 indique une carence en phosphore. Elle est plus importante que pendant l'année 2019.

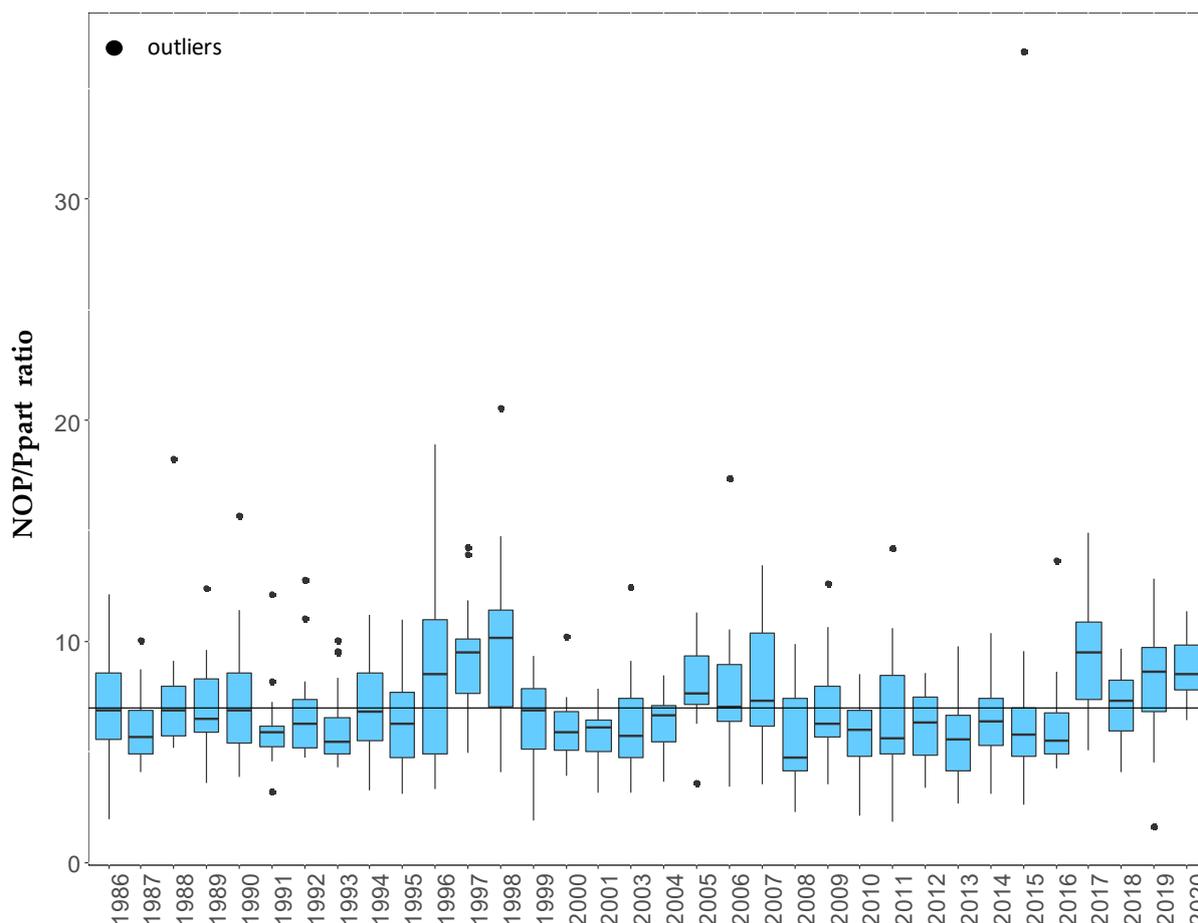


Figure 14 : Evolution du rapport Azote organique particulaire/ Ppart dans l'eau de la couche (0 - 20 m de 1986 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 14 : Change in NOP / Ppart ratio in the 0-20m layer from 1986 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5. ELEMENTS NUTRITIFS

5.1 PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATE

Un brassage hivernal des eaux d'un lac permet de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau à partir des couches inférieures plus concentrées et de réoxygéner les eaux du fond. Or, l'hiver 2020 n'a pas permis un brassage complet (Figure 4), par conséquent les nutriments n'ont pas été redistribués de manière homogène tout le long de la colonne d'eau (Figure 15).

La figure 14 représente la moyenne pondérée des orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) de la couche 0 - 30 m et des eaux profondes (250-309 m) de 1981 à 2020. Dans la couche 0-30 m, l'amplitude de la variabilité saisonnière des orthophosphates est plus importante avant les années 90. Cette amplitude diminue nettement au cours du temps et atteint une concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphate de 3.5 $\mu\text{gP/L}$ dans la couche 0-30 m en 2020.

Dans les couches profondes (250-309 m), la concentration en orthophosphate montre une modification temporelle sur le long terme. Le brassage complet de la colonne d'eau contribue à une réduction très marquée de la concentration en orthophosphate mesurée dans les couches profondes. Depuis 2018, la concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphate présente une légère baisse. En 2020, elle était de 34.5 $\mu\text{gP/L}$. La longueur de la série, nous permet dorénavant de distinguer une dynamique particulière en 3 phases : 1) chute brutale des concentrations en raison du brassage total, 2) augmentation progressive sur plusieurs années en raison de la minéralisation de la matière organique qui sédimente et 3) une baisse progressive des concentrations dont les raisons restent à déterminer mais sont probablement liées à des processus hydrologiques ou chimiques, voir biochimiques.

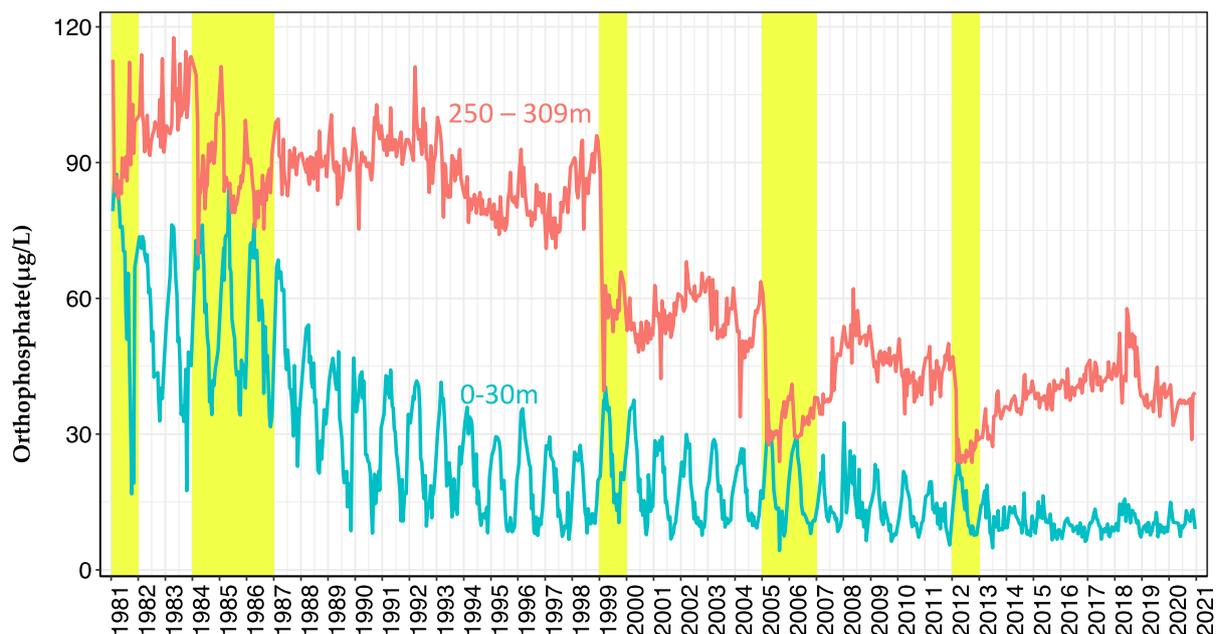


Figure 15 : Concentration moyenne pondérée en orthophosphate ($P-PO_4^{3-}$) dans la couche 0 - 30 m et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2020. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 15 : Concentration of orthophosphate ($P-PO_4^{3-}$) in the 0-30m layer and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2020. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La figure 16 représente la moyenne pondérée du phosphore total ($P-P_{tot}$) dans la couche 0 - 30 m, et des eaux profondes (250-309 m) de 1981 à 2020.

La même observation que pour les orthophosphates est faite pour la concentration en phosphore total, à savoir la concentration en phosphore total diminue progressivement dans les 30 premiers mètres et diminue nettement au fond après chaque brassage complet avec une dynamique en 3 temps comme décrite précédemment. La concentration annuelle moyenne pondérée en phosphore total 0-30 m en 2020 est de 10.93 $\mu gP/L$. La concentration en phosphore totale dans les couches profondes est de 36.75 $\mu gP/L$.

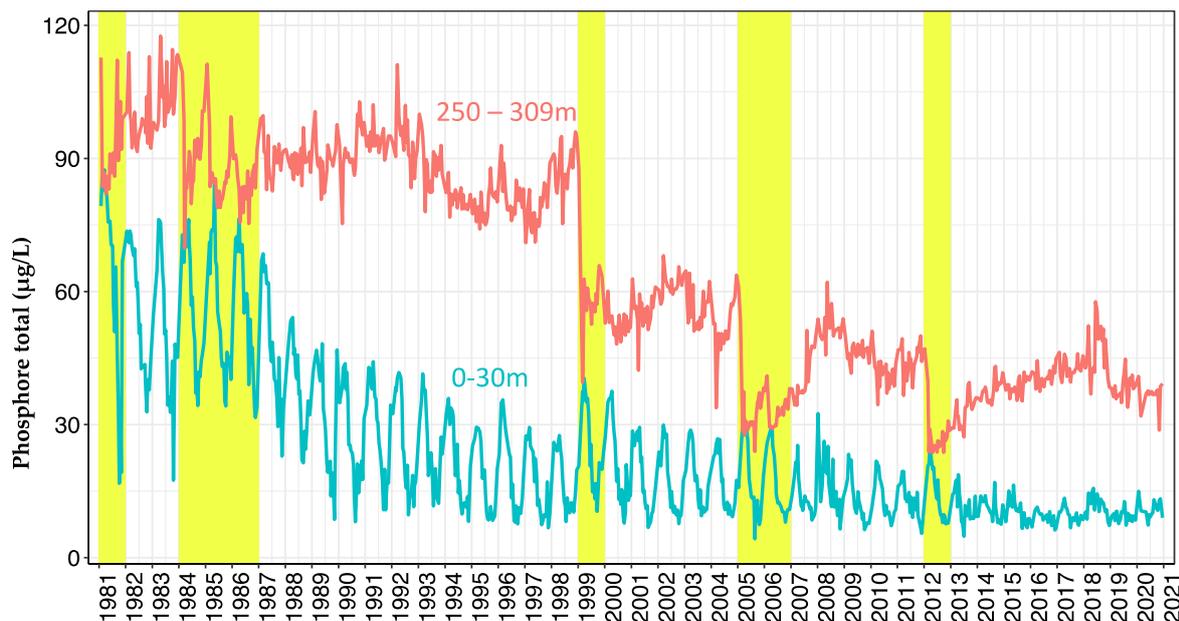


Figure 16 : Concentration moyenne pondérée en phosphore total (P-Ptot) dans la couche 0-30 m et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2020. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 16 : Concentration of total phosphorus (P-Ptot) in the 0-30m layers and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2020. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

En 2020, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total sur l'ensemble du grand lac est de 16.92 µgP/L, soit une légère augmentation de 0.72 µgP/L par rapport à l'année 2019 (Figure 17). Néanmoins, le phosphore total reste proche de l'objectif de la CIPEL pour l'année 2020 qui fixe une concentration en phosphore total entre 10 et 15 µgP/L.

La concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphate est de 13.05 µgP/L en 2020, soit une augmentation de 1.14 µgP/L par rapport à l'année 2019.

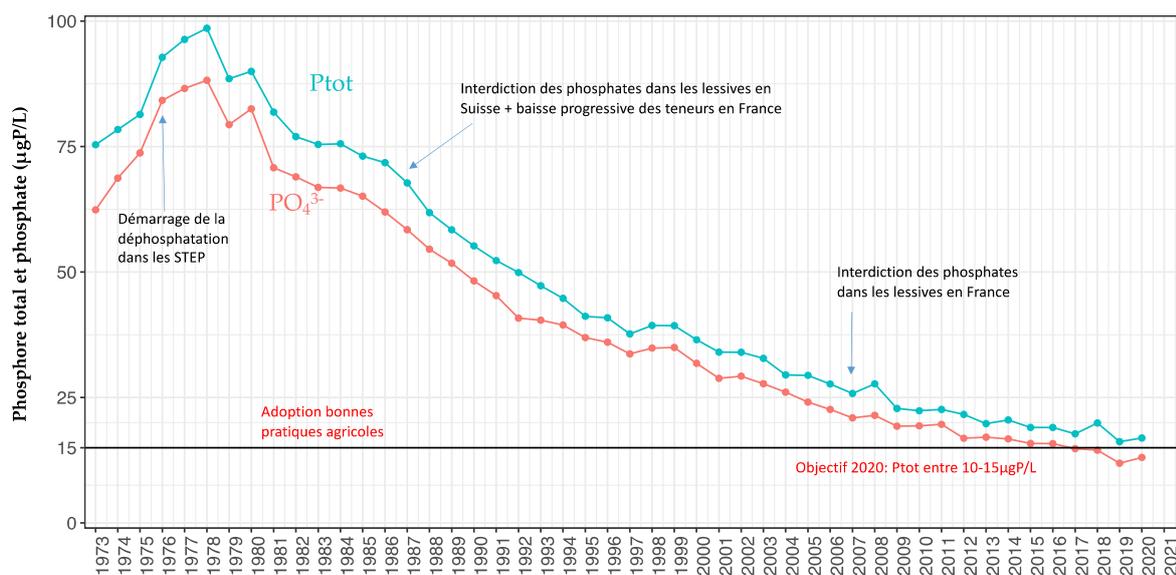


Figure 17 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée des orthophosphates et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 17 : Change in weighted mean annual total concentration and stock of orthophosphate and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1973 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.2 AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

A l'issu du brassage hivernal, la concentration moyenne, mesurée sur les 30 premiers mètres, en azote nitrique est de 544 $\mu\text{gN/L}$, contre la concentration mesurée en 2019 de 564 $\mu\text{gN/L}$ (Figure 20). Elle atteint un maximum de 550 $\mu\text{gN/L}$ le 24 février 2020, soit du même ordre de grandeur par rapport à l'année 2019. La concentration en azote nitrique des couches de 0 à 10 m diminue significativement dès la campagne suivant le brassage hivernal (Figure 18). Par la suite, la consommation de l'azote nitrique par l'activité phytoplanctonique se poursuit et la concentration de cet élément atteint un minimum de 147 $\mu\text{gN/L}$ le 23 septembre 2020 lors du deuxième pic du phytoplancton. La consommation ralentit dès le mois d'octobre et les concentrations mesurées commencent à augmenter pour atteindre une concentration moyenne, sur les 30 premiers mètres, de 442 $\mu\text{gN/L}$ en décembre 2020.



Figure 18 : Concentration en azote nitrique (N-NO_3^-) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 18 : Concentration of nitrate (N-NO_3^-) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

En 2020, la concentration moyenne en azote total reste stable à 672 $\mu\text{gN/L}$ par rapport à l'année 2019 avec 667 $\mu\text{gN/L}$. La concentration moyenne annuelle en nitrates en 2020 est de 541 $\mu\text{gN/L}$ et reste également similaire à celle de 2019 (Figure 19). Les concentrations en nitrate dans les eaux du Léman restent conforme à la norme d'eau de consommation en Suisse qui édicte une valeur de tolérance de 40 mgNO_3^-/L et en France, une limite de qualité qui est de 50 mgNO_3^-/L .

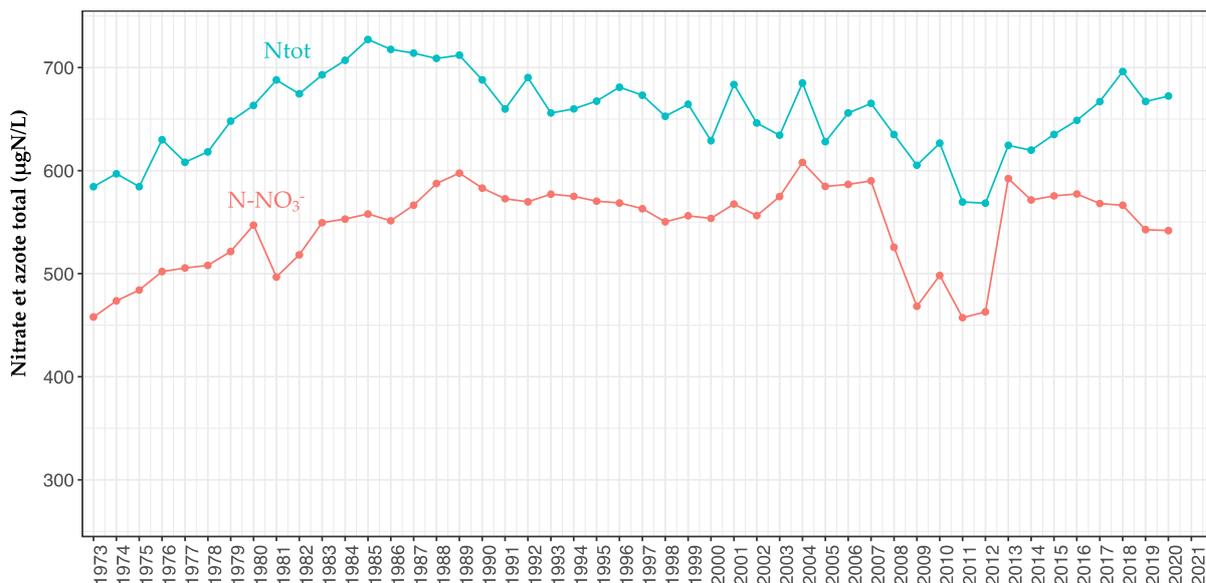


Figure 19 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 19 : Change in the weighted mean annual total concentration of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1973 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal du fait des excréments de ces organismes mais également des poissons et de la dégradation microbienne de la matière organique (RASCONI et al, ce rapport). En 2020, la valeur maximale était de 34.52 µgN/L à 15 m le 20 juillet 2020 (Figure 20). Ceci est à corrélérer avec une activité zooplanctonique importante liée à l'importance de la biomasse phytoplanctonique à cette période (RIMET, ce rapport)

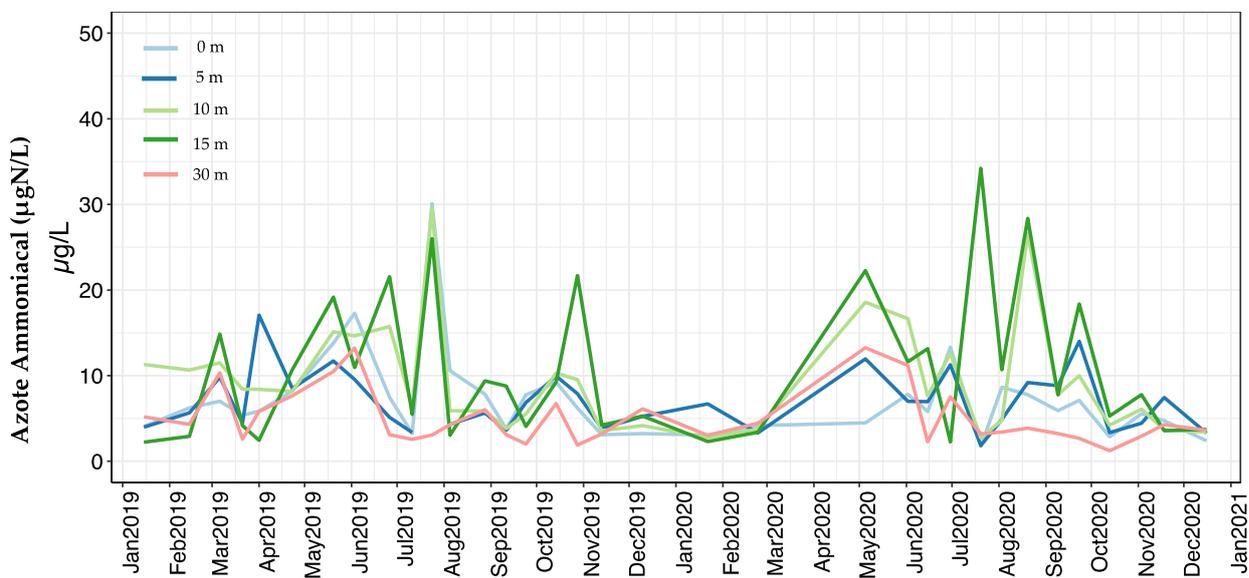


Figure 20 : Concentration en azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 20 : Concentration of ammoniacal nitrogen in lake's surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.3 SILICE

La silice constitue une source nutritive importante pour les diatomées afin de construire leur frustule. La variation saisonnière de silice est souvent en corrélation avec la dynamique des diatomées. Pour les couches d'eau superficielles entre 0 et 30 m, la plus forte concentration en silice est de 1.07 mgSiO₂/L à l'issue du brassage hivernal le 20 février 2020. La concentration moyenne annuelle en 2019 est de 0.48 mgSiO₂/L, soit inférieure de 0.11 mgSiO₂/L par rapport à l'année 2019. La concentration en silice diminue progressivement au cours des mois pour atteindre une valeur de 0.58 mgSiO₂/L au début de l'été le 02 juin 2020. La concentration minimale de 0.30 mgSiO₂/L est atteinte le 15 juin 2020. Les concentrations en silice demeurent faibles entre juin et octobre 2020. A partir de l'automne, la consommation de la silice par le phytoplancton diminue nettement. En parallèle, l'enfoncement de la thermocline s'accompagne d'une remobilisation des concentrations en silice du métalimnion, entraînant une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac. Néanmoins, une chute importante de la silice à 0.19 mgSiO₂/L a été observé à la suite d'un pic tardif des diatomées le 18 novembre 2020 (RIMET ce rapport) (Figure 21)

Depuis les derniers brassages complets en 2005, 2006 et 2012, la silice dans les couches d'eau profondes n'est pas redistribuée dans l'ensemble de la colonne d'eau (Figure 21). La concentration en silice diminue nettement dans les couches profondes après chaque brassage complet.

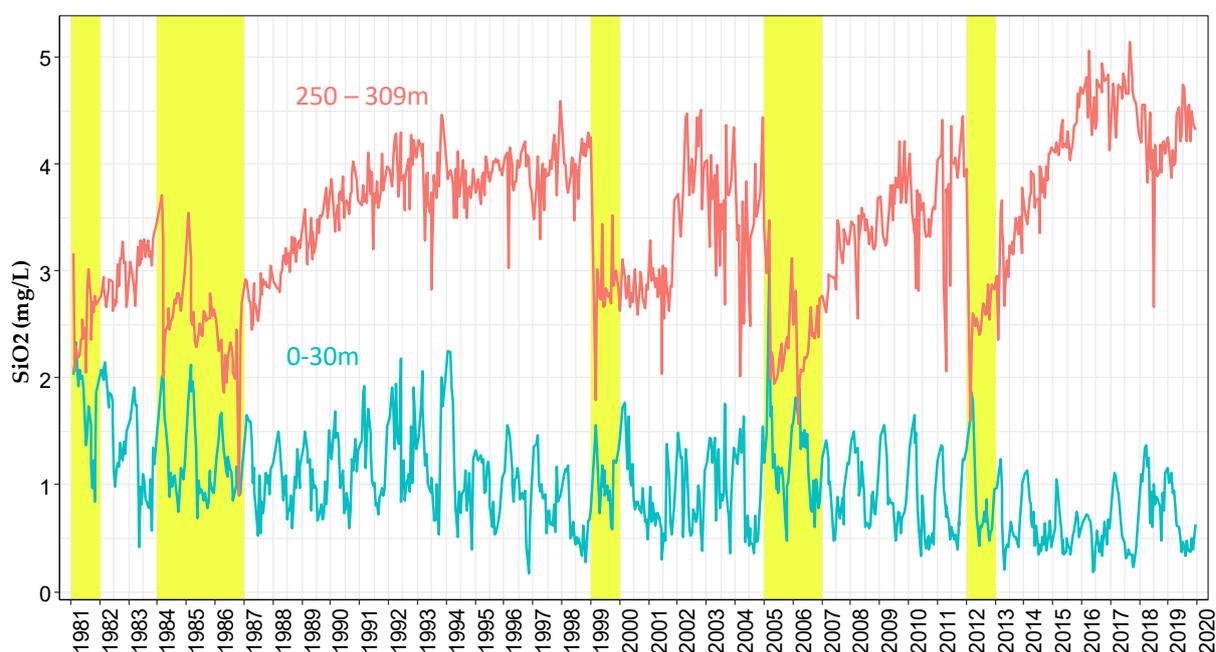


Figure 21 : Concentration moyenne pondérée en silice (SiO₂) dans la couche 0 - 30 m et la couche profonde (250 – 309 m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2020. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 21 : Concentration of silica (SiO₂) in the 0-30m layer and bottom layer (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2020. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

6. AUTRES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

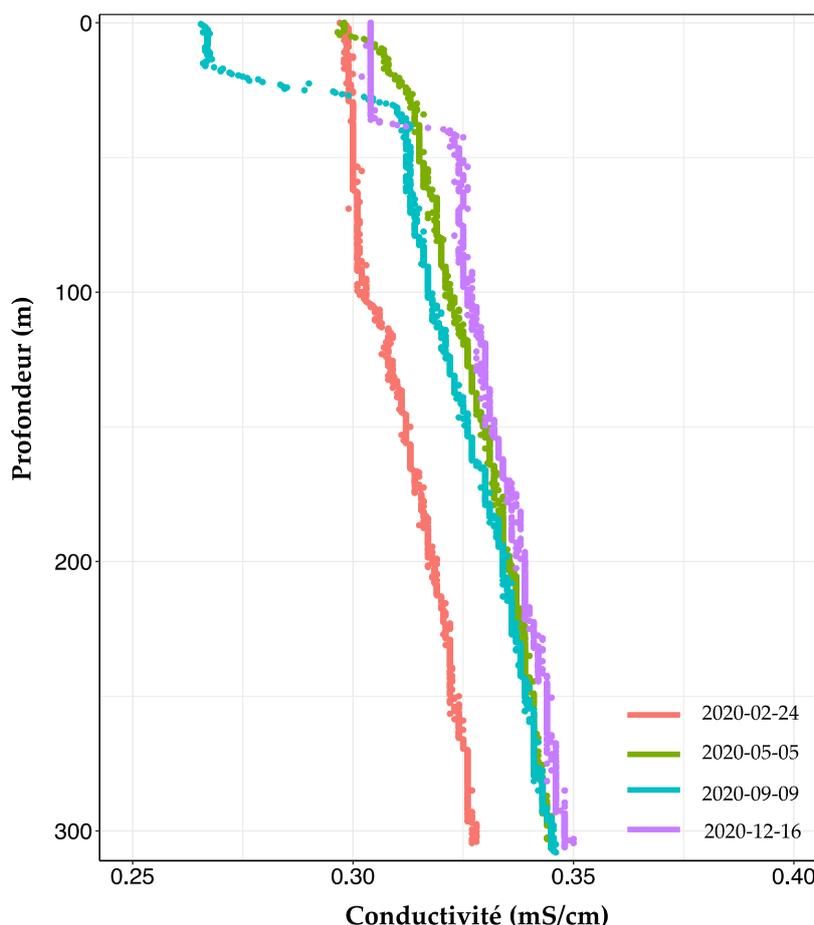
6.1. CONDUCTIVITÉ

La conductivité permet de quantifier la somme des sels dissous présents dans l'eau. Cette mesure est aussi dépendante de la température, par conséquent, celle-ci est corrigée puis exprimée par convention à 25 °C.

La figure 22 représente l'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac.

Au moment du brassage hivernal, la conductivité n'est pas homogène dans la colonne d'eau et varie entre 297 et 328 µS/cm. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative au début du printemps dans l'épilimnion à partir de la reprise de l'activité phytoplanctonique. Cette diminution de la conductivité est importante durant les mois estivaux. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne

l'augmentation du pH qui modifie l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation donne lieu à une diminution de cette dernière. On constate un décalage temporel entre l'augmentation du pH dans les couches d'eau superficielles qui débute dès le printemps et la diminution nette de la conductivité en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée le 09 septembre 2020 avec des valeurs aux alentours de 263 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de 0 à 30 m tel que cela est représenté en vert sur la figure 22. De plus, on observe que la conductivité augmente dans l'hypolimnion au-delà de 50 m. Ce phénomène s'explique par la minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne qui induit une désoxygénation provoquant le relargage de plusieurs sels dissous.



* Mesure de la conductivité à 25°C est effectuée en laboratoire à des profondeurs définies

Figure 22 : Conductivité des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal observable de la colonne d'eau (24/02/2020), lors du démarrage significatif de la précipitation du carbonate de calcium (05/05/2020), lors de sédimentation maximale du carbonate de calcium (09/09/2020) et lors de l'enfoncement maximal de la thermocline (16/12/2020), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 22 : Conductivity in the lake as a function of depth after maximal observable water mixing (24/02/2020), during the beginning of significant calcium carbonate precipitation (05/05/2020), during maximal calcium carbonate sedimentation (09/09/2020) and after thermocline deepening (16/12/2020), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

6.2. TITRE ALCALIMETRIQUE COMPLET

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est la grandeur utilisée pour mesurer la teneur d'hydrogénocarbonate, de carbonates et d'hydroxydes. La variation du TAC dans la colonne d'eau peut être expliquée par la précipitation des ions carbonates avec le calcium dans les couches d'eau superficielles et le relargage des sels dissous dans l'hypolimnion.

Dans les premiers mètres de la colonne d'eau, le titre alcalimétrique complet moyen pondéré varie entre 1.50 et 1.72 meq/L en 2020. Il atteint une valeur maximale dans la colonne d'eau à 1.72 meq/L le 02 juin 2020 pendant l'été et diminue parallèlement à la baisse de la conductivité ce qui s'explique par la précipitation des ions carbonates avec le calcium. Le titre alcalimétrique complet dans l'épilimnion est minimal au début de l'automne avec 1.50 meq/L. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir du mois d'octobre 2020 (Figure 23).

La figure 23 représente la moyenne pondérée du titre alcalimétrique des eaux en surface (0-30 m) et des eaux du fond (250-309 m) de 1981 à 2020. Dans les premiers mètres qui hébergent l'activité photosynthétique, la variabilité saisonnière du TAC est plus importante que dans les couches profondes en raison de la saisonnalité du développement phytoplanctonique. Après une baisse pendant la deuxième moitié des années 80, puis une hausse au cours du début des années 90, en accord avec l'évolution d'abondance du phytoplancton (ANNEVILLE et al. 2001). Dans les couches profondes, l'amplitude de la variation saisonnière du TAC est faible. Il reflète une tendance à l'augmentation avec un plateau depuis 2018.

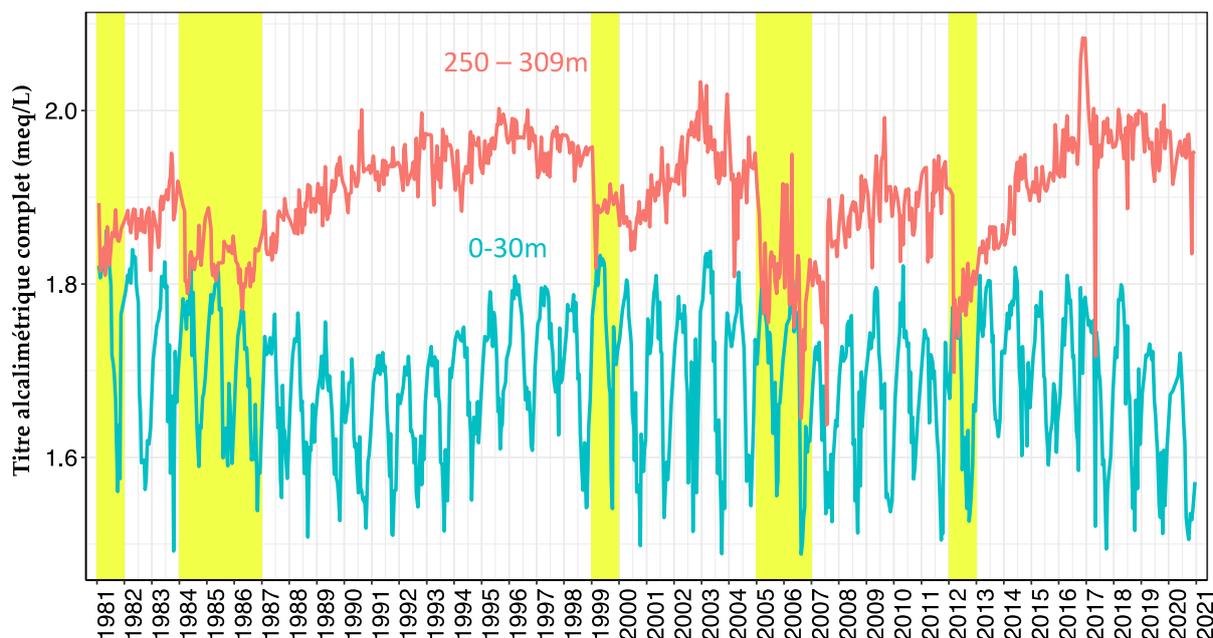


Figure 23 : Titre alcalimétrique complet moyen pondéré dans la couche 0-30 m et la couche profonde (250-309 m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2020. Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 23 : Weighted average total alkalinity in the 0-30m layer and bottom layer (250-309 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2020. The yellow shades represent the complete turnover during winter.

6.3. CHLORURE

La concentration des ions chlorures dans le Léman était en constante augmentation de 1973 à 2016 et semble s'être stabilisée depuis (figure 24). En 2020, le stock de chlorure est égal à 886 212 tonnes, soit une moyenne annuelle pondérée qui atteint 10.30 mg/L contre 903'380 tonnes et 10.50 mg/L en 2019. Les apports via les affluents du Léman expliquent une majeure partie de ces teneurs (KLEIN, 2016) qui reflètent une utilisation croissante de produits chimiques à base de chlorure dans le secteur industriel (saline, métallurgie et industrie pharmaceutique ...) et l'usage de sel de déneigement dans le bassin versant du lac (GUMY et DE ALENCASTRO, 2001).

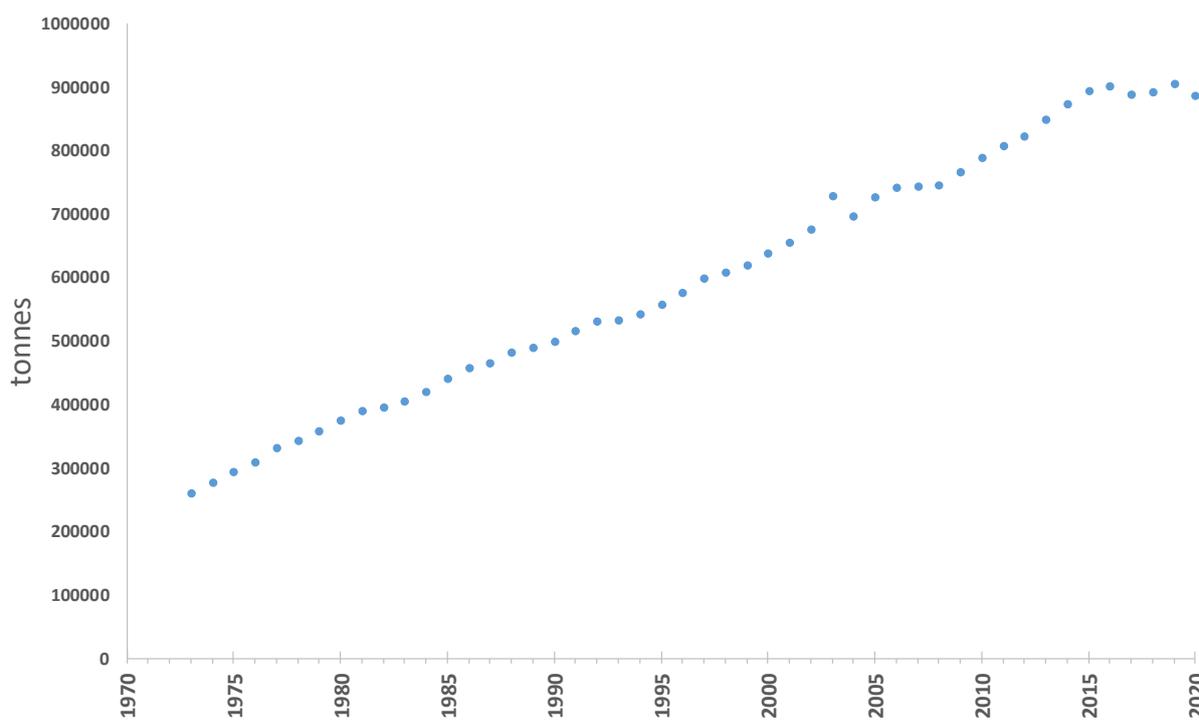


Figure 24 : Evolution du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 24 : Change in stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1973 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7. BIBLIOGRAPHIE

Anneville O., Ginot V., Angeli N. (2001). Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2000, 161-189.

BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992,113-162 et 162b-162p.

DOKULIL M., JAGSCH A., GEORGE G.D., ANNEVILLE O., JANKOWSKI T., WAHL B., LENHART B., BLENCKNER T., TEUBNER K. (2006) Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography*, 51, 2787-2793.

OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).

RASCONI, S., ANNEVILLE, O., LAINE, L. (2021) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

RIMET, F. (2021) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.

SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRA Thonon-les-Bains, CIPEL [10/02/2018], developed by Eco-Informatics ORE INRA Team

TRAN KHAC, V., QUETIN, P. et ANNEVILLE, O. (2021) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.

VARGAS, S. (2016) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 217-224.

8. ANNEXES

ANNEXE I

La concentration moyenne pondérée est calculée en prenant en compte le volume de la couche d'eau considérée:

$$C_{\text{moyenne pondérée}} = \frac{\sum C_i * V_i}{\sum V_i}$$

Avec

Ci : Concentration obtenue des mesures ou analyses du laboratoire à la profondeur d'échantillonnage

Vi : Volume de la strate qui correspond à la profondeur d'échantillonnage

Les volumes des strates qui permettent de calculer les concentrations moyennes pondérées sont présentés ci-dessous.

Tableau 2 : Volume des strates des couches d'eau

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km ³)	Année	Niveau (m)	Volume (km ³)	Année	Niveau (m)	Volume (km ³)
Grand Lac	1957 - mars 1976	0	1.2388	dès 04.1976 - 1980	0	1.2388	1990-1981	0.0	0.6200
		5	1.8516		5	1.8516		2.5	1.2376
		10	1.2279		10	1.2279		5.0	1.2328
		20	1.8310		20	1.8310		7.5	1.2279
		30	2.4268		30	2.4268		10.0	1.8310
		40	3.5583		40	3.5583		15.0	2.4268
		50	6.7501		50	6.7501		20.0	3.5583
		100	14.2477		100	14.2477		30.0	6.7501
		150	16.5454		150	16.5454		50.0	14.2477
		200	20.0474		200	14.0402		100.0	23.5655
		250	13.3846		225	12.0143		200.0	19.0344
		300	2.5840		250	6.0745		250.0	6.0745
					275	2.6058		275.0	1.6991
					309	1.2811		280.0	0.4539
								285.0	0.4134
								290.0	0.3821
								295.0	0.3628
								300.0	0.3034
								305.0	0.2451
								309.0	0.0271

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km ³)	Année	Niveau (m)	Volume (km ³)	Année	Niveau (m)	Volume (km ³)
Grand Lac	1992-1991	0.0	0.6200	2001-1993	0	0.6200	dès 2002	0	0.6200
		2.5	1.2376		2.5	1.2376		2.5	1.2376
		5.0	1.2328		5	1.2328		5	1.2328
		7.5	1.2279		7.5	1.2279		7.5	1.2279
		10.0	1.8310		10	1.8310		10	1.8310
		15.0	2.4268		15	2.4268		15	2.4268
		20.0	3.5583		20	3.5583		20	2.3722
		30.0	6.7501		30	6.7501		25	2.3111
		50.0	14.2477		50	14.2477		30	2.2500
		100.0	16.5454		100	16.5454		35	4.3928
		150.0	14.0402		150	14.0402		50	13.2300
		200.0	12.0143		200	12.0143		100	16.5454
		250.0	6.0745		250	6.0745		150	14.0402
		275.0	1.6991		275	2.1530		200	12.0143
		280.0	0.4539		290	0.9769		250	6.0745
		285.0	0.4134		300	0.4848		275	2.1530
		290.0	0.3821		305	0.2451		290	0.9769
		295.0	0.3628		309	0.0271		300	0.4848
		300.0	0.3034					305	0.2451
		305.0	0.2451					309	0.0271
		309.0	0.0271						

ANNEXE II

Tableau 3 : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2). Calcul à partir des données extraites de la SOERE SI-OLA selon les coefficients de pondérations dans l'annexe I

Tableau 3 : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). Calculation based on database extracted from, SOERE OLA-IS according to ponderation coefficient in Annexe I

Année	Oxygène	Ptot	PO ₄ ³⁻	Ntot	Σ Nmin	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	COP	NOP	Ppart	Transparence	Transparence
	mg·L ⁻¹	µgP·L ⁻¹	µgP·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	mgCl·L ⁻¹	µgC·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgP·L ⁻¹	12 mois mètre	mai-septembre mètre
1973	8.78	75.36	62.39	584.40	466.94	7.39	458.60	3.01					
1974	8.14	78.39	68.72	597.00	484.80	10.64	473.96	3.22				8.46	5.98
1975	7.96	82.51	73.76	607.69	503.41	7.88	495.07	3.40				7.30	3.78
1976	7.22	91.33	82.17	617.11	513.46	8.80	504.64	3.58				8.18	4.00
1977	7.05	96.35	86.57	608.13	513.05	6.59	505.57	3.85				7.95	5.18
1978	7.55	98.56	88.20	618.18	515.47	21.17	508.11	3.97				7.27	5.64
1979	8.48	88.52	79.38	648.04	528.35	5.87	521.57	4.16				10.42	5.86
1980	8.30	89.96	82.50	663.31	554.25	6.14	547.20	4.35				8.88	6.04
1981	9.37	81.85	70.80	687.95	506.76	9.01	496.75	4.53				8.10	5.82
1982	9.27	76.99	68.96	674.52	528.10	8.64	518.31	4.60				7.28	5.53
1983	9.16	75.42	66.86	692.93	561.01	10.25	549.51	4.70				7.86	6.35
1984	9.52	75.56	66.73	707.01	565.35	11.33	553.01	4.88				7.35	5.58
1985	9.53	73.09	65.11	727.24	572.04	13.54	557.96	5.12			3.19	8.28	4.94
1986	9.83	71.80	61.96	717.64	558.88	6.77	551.31	5.30	110.4	18.97	3.06	7.50	4.32
1987	9.62	67.75	58.42	714.05	573.85	6.58	566.48	5.40	71.9	13.91	2.93	8.01	4.71
1988	9.33	61.82	54.55	708.89	593.73	5.37	587.52	5.60	115.3	17.17	2.62	7.18	5.19
1989	8.64	58.41	51.76	711.99	604.15	5.76	597.65	5.67	93.2	14.23	2.11	10.02	6.21
1990	8.34	55.21	48.21	688.11	589.61	5.65	583.02	5.80	100.9	16.07	2.45	7.94	6.07
1991	8.49	52.27	45.29	659.85	579.60	5.94	572.72	6.00	91.5	15.08	2.55	7.84	5.86
1992	8.42	49.89	40.81	690.27	576.37	5.44	569.73	6.16	91.2	17.67	2.81	6.77	5.20
1993	8.29	47.27	40.40	655.96	581.32	3.27	577.19	6.18	88.1	13.32	2.32	8.23	5.42
1994	8.33	44.76	39.44	659.88	580.01	4.05	575.04	6.29	83.6	14.04	2.17	7.10	5.87
1995	8.22	41.18	36.94	667.46	575.08	3.48	570.44	6.47	88.2	12.75	2.21	7.67	5.89
1996	8.27	40.88	36.02	680.93	574.17	4.46	568.64	6.68	107.4	22.32	2.31	7.17	4.56
1997	8.41	37.68	33.69	673.22	568.32	4.20	563.06	6.96	107.4	23.12	2.19	8.17	6.73
1998	8.25	39.35	34.84	652.72	556.54	8.52	550.35	7.06	103.1	23.05	2.22	6.98	5.65
1999	8.72	39.30	34.98	664.45	560.48	3.86	556.21	7.20	93.0	13.24	2.28	8.10	5.72
2000	9.09	36.51	31.81	629.10	557.97	4.46	553.71	7.42	109.8	14.74	2.47	7.58	5.35
2001	8.51	34.03	28.82	683.60	570.39	4.31	567.65	7.61	95.6	13.07	2.34	6.29	5.06
2002	8.45	34.02	29.27	646.16	559.20	3.97	556.52	7.85	94.4 ^b	13.4 ^b	2.02	6.78	4.28
2003	8.60	32.80	27.76	634.39	578.68	3.71	575.07	8.47	93.2	13.77	2.32	6.71	4.86
2004	9.16	29.51	26.06	685.02	611.55	3.03	608.07	8.08	98.5	15.70	2.58	6.82	5.95
2005	9.28	29.41	24.08	628.08	588.75	3.79	584.73	8.44	128.5	22.03	2.96	6.14	5.36
2006	9.80	27.68	22.63	655.90	590.33	2.80	586.72	8.61	109.3	19.04	2.43	7.12	6.83
2007	9.00	25.78	20.94	665.25	593.89	3.76	590.15	8.63	114.7	17.57	2.42	6.40	5.33
2008	8.84	27.72	21.47	634.96	530.55	3.73	525.71	8.65	103.5	11.66	2.14	8.04	6.20
2009	9.30	22.82	19.38	605.24	472.54	4.39	468.35	8.90	114.3	11.34	1.78	7.26	5.94
2010	9.18	22.37	19.36	626.72	503.40	3.71	498.35	9.15	110.0	8.74	2.05	6.83	5.52
2011	8.96	22.62	19.66	569.53	462.87	4.66	457.37	9.37	86.6	9.72	2.05	6.84	6.42
2012	9.25	21.63	16.87	568.42	470.84	5.70	462.95	9.56	99.7	10.13	2.62	6.47	4.24
2013	9.20	19.79	17.09	624.52	597.08	3.83	592.33	9.86	92.5	9.40	2.22	7.71	7.00
2014	8.55	20.52	16.75	619.85	576.48	3.79	571.51	10.14	95.9	10.65	2.02	7.57	5.83
2015	8.53	19.03	15.84	635.13	581.96	4.89	575.48	10.38	100.9	8.78	2.09	8.56	6.94
2016	8.07	19.02	15.82	648.79	732.01	4.66	725.91	10.48	91.5	8.36	1.91	7.40	6.05
2017	8.21	17.75	14.79	667.02	573.17	3.55	568.11	10.31	96.6	12.05	1.99	8.63	6.48
2018	8.57	19.90	14.49	696.21	571.97	3.95	566.38	10.37	79.73	11.6	2.28	6.70	4.56
2019	8.58	16.21	11.93	667.08	548.31	4.27	542.73	10.50	72.92	13.1	2.19	8.20	7.05
2020	8.02	16.92	13.05	672.41	547.19	3.89	541.86	10.30	77.43	13.2	2.60	8.06	7.56

b : valeurs interpolées

ANNEXE III

Tableau 4 : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2020, Léman - Grand Lac (SHL2)

Tableau 4 : Annual total content in metric tons from 1957 to 2020, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Année	Oxygène	Ptot	P-PO ₄ ³⁻	Ntot	Nmin	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Cl ⁻	COP	Ppart	Npart
	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes
1973	754752	6481	5365	50258	40157	635	39440	258645			
1974	699850	6741	5910	51342	41693	915	40760	276825			
1975	684518	7096	6344	52262	43293	678	42576	292158			
1976	620945	7854	7067	53072	44157	757	43399	307846			
1977	606011	8286	7445	52300	44122	567	43479	330756			
1978	649332	8476	7585	53164	44331	1820	43697	341584			
1979	729640	7613	6826	55731	45438	505	44855	357827			
1980	713880	7737	7095	57044	47666	528	47060	374291			
1981	805457	7039	6089	59163	43581	775	42721	389682			
1982	797560	6621	5931	58009	45417	743	44574	395186			
1983	787909	6486	5750	59592	48247	881	47258	404467			
1984	818624	6498	5739	60803	48620	974	47559	419641			
1985	819979	6286	5600	62542	49195	1164	47985	440308			
1986	845574	6175	5329	61717	48064	582	47413	455880	9495	263	1632
1987	827109	5827	5024	61408	49351	565	48718	463978	6187	252	1197
1988	802149	5316	4691	60965	51061	461	50527	481840	9912	225	1477
1989	743387	5023	4452	61232	51957	495	51398	487935	8016	181	1224
1990	717603	4748	4146	59177	50706	486	50140	498688	8676	211	1382
1991	730179	4495	3895	56747	49846	511	49254	515859	7869	219	1296
1992	724135	4291	3510	59363	49568	467	48997	530155	7839	242	1520
1993	712729	4065	3474	56413	49993	282	49638	531618	7575	199	1146
1994	716736	3849	3392	56750	49881	349	49453	540857	7192	187	1207
1995	706729	3541	3177	57402	49457	300	49058	556198	7585	190	1097
1996	711214	3515	3098	58560	49379	383	48903	574455	9238	199	1920
1997	723582	3240	2897	57897	48875	362	48423	598270	9240	188	1988
1998	709186	3384	2996	56134	47862	732	47330	607035	8867	191	1983
1999	750310	3380	3009	57143	48201	332	47834	619195	7998	196	1139
2000	781665	3140	2736	54103	47985	384	47619	637923	9447	213	1268
2001	732118	2927	2478	58789	49054	371	48818	654269	8219	201	1124
2002	726872	2926	2517	55570	48091	341	47861	675317	8119 ^b	173	1154 ^b
2003	739242	2821	2387	54558	49766	319	49456	728063	8019	199	1184
2004	787556	2538	2241	58912	52594	261	52294	695142	8469	222	1350
2005	798444	2529	2071	54015	50633	326	50287	725507	11054	254	1894
2006	842395	2381	1946	56408	50769	241	50458	740676	9402	209	1637
2007	773780	2217	1801	57211	51074	323	50753	741952	9861	208	1511
2008	760175	2384	1847	54607	45627	321	45211	743509	8897	184	1003
2009	799905	1962	1667	52050	40639	377	40278	765090	9832	153	976
2010	789390	1924	1665	53898	43293	319	42858	787041	9462	176	751
2011	770351	1945	1690	48980	39807	401	39334	805638	7450	177	835
2012	795700	1860	1451	48884	40492	491	39814	822136	8575	225	872
2013	790938	1702	1469	53708	51349	329	50941	847951	7952	191	808
2014	735592	1765	1440	53307	49578	326	49150	871926	8248	174	916
2015	733428	1637	1363	54621	50049	421	49491	893011	8675	180	755
2016	694048	1636	1361	55796	62953	400	62429	900917	7865	165	719
2017	706053	1527	1272	57364	49293	306	48857	886772	8312	171	1036
2018	737418	1712	1246	59874	49189	340	48709	891953	6857	196	995
2019	737713	1394	1026	57369	47154	367	46675	903380	6271	188	1124
2020	689356	1456	1123	57827	47058	335	46600	886212	6659	224	1139

b : valeurs interpolées

ANNEXE IV

Tableau 5 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques

Tableau 5 : Expanded uncertainties of main physico-chemical analysis

Paramètre	Unité	Incertitude élargie *
		U (%)
pH		0.4
TAC	meq·L ⁻¹	1.8
χ	S·cm ⁻¹	1.1
NO ₃ ⁻	μgN·L ⁻¹	5.1
NH ₄ ⁺	μgN·L ⁻¹	11.2
Ntot	μgN·L ⁻¹	10.9
NOP	μgN·L ⁻¹	6.0
PO ₄ ³⁻	μgP·L ⁻¹	6.2
Ptot	μgP·L ⁻¹	8.4
Ppart	μgP·L ⁻¹	8.0
COP	μgC·L ⁻¹	3.0
Cl ⁻	mgCl ⁻ ·L ⁻¹	4.4
SiO ₂	mgSiO ₂ ·L ⁻¹	3.9

* Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons de SHL2 avec un facteur d'élargissement de 2

ANNEXE V

DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesure est constitué des stations climatiques de l'Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully et du laboratoire de l'INRAE de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont : la température de l'air, la pluviométrie, le rayonnement global, le vent et la Rose des vents à Changins (calculée par Météo Suisse). Conformément aux recommandations de l'Organisation Météorologique Mondiale, qui considère les moyennes sur trente ans comme étant les valeurs « Normales », les paramètres seront comparés à leurs moyennes inter-stations sur la période 1981 - 2010.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2020, les températures des mois de juin et octobre furent proche de la normale, le reste de l'année les températures mensuelles furent supérieures aux normales. L'écart des températures par rapport à la normale était relativement important pendant la période hivernale (janvier, février) lorsque les moyennes mensuelles étaient pratiquement le double que celles de leurs normales inter-stations (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2020 (°C).

Table 1.1 Monthly mean of air temperature for each station in 2020 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	3.1	3.5	4.4	4.2	2.1
Février	7.1	6.8	7.2	7.7	2.8
Mars	7.4	7.1	7.2	7.6	6.4
Avril	13	12.8	13.4	12.8	9.8
Mai	15.6	15.5	15.6	15.3	14.2
Juin	17.9	17.4	17.5	18.1	17.7
Juillet	22.2	21.6	21.8	22.1	20.2
Août	21.2	20.7	21	21.4	19.7
Septembre	17.3	17.2	17.7	17.9	15.7
Octobre	10.3	10	10.8	11.1	11.4
Novembre	6.8	6.9	7.8	7.8	6.0
Décembre	3.9	3.8	4.4	4.7	3.1
Moyenne annuelle	12.8	11.9	12.4	12.6	10.8

En 2020, la température moyenne annuelle inter-stations est de 12.3 °C, égale à celle mesurée en 2018, année la plus chaude observée depuis 1981 (tableau 1.2, figure 1.2), 2020 est la 7^{ème} année consécutive (depuis 2014) présentant une moyenne annuelle inter-stations supérieure à la normale.

Tableau 1.2 Température moyenne annuelle de l'air de l'inter-stations (°C).

Table 1.2 Annual mean of air temperature at the inter-stations (°C).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1981	9.9	2001	11.0
1982	10.6	2002	11.5
1983	10.4	2003	11.7
1984	9.7	2004	11.0
1985	9.4	2005	10.6
1986	10.0	2006	11.3
1987	10.1	2007	11.4
1988	10.9	2008	10.9
1989	11.0	2009	11.3
1990	11.2	2010	10.3
1991	10.4	2011	11.8
1992	10.9	2012	11.1
1993	10.4	2013	10.3
1994	11.9	2014	11.7
1995	10.9	2015	11.7
1996	10.2	2016	11.2
1997	11.1	2017	11.5
1998	11.0	2018	12.3
1999	11.0	2019	11.8
2000	11.6	2020	12.3

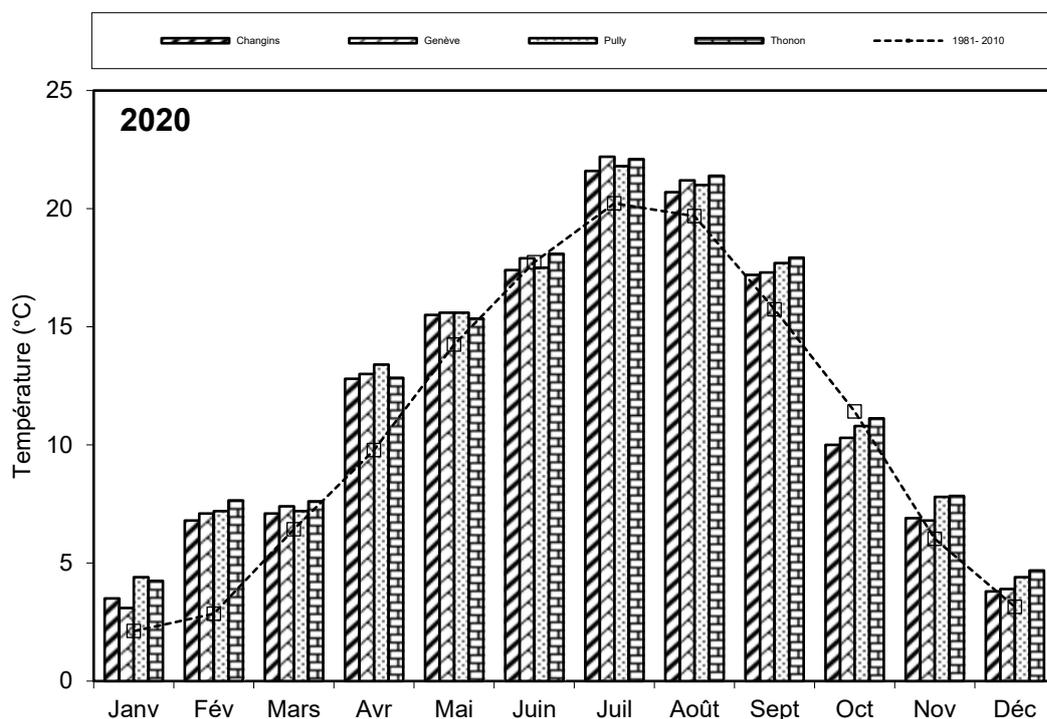


Figure 1.1 Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2020 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 Monthly mean of air temperature at each station in 2020 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

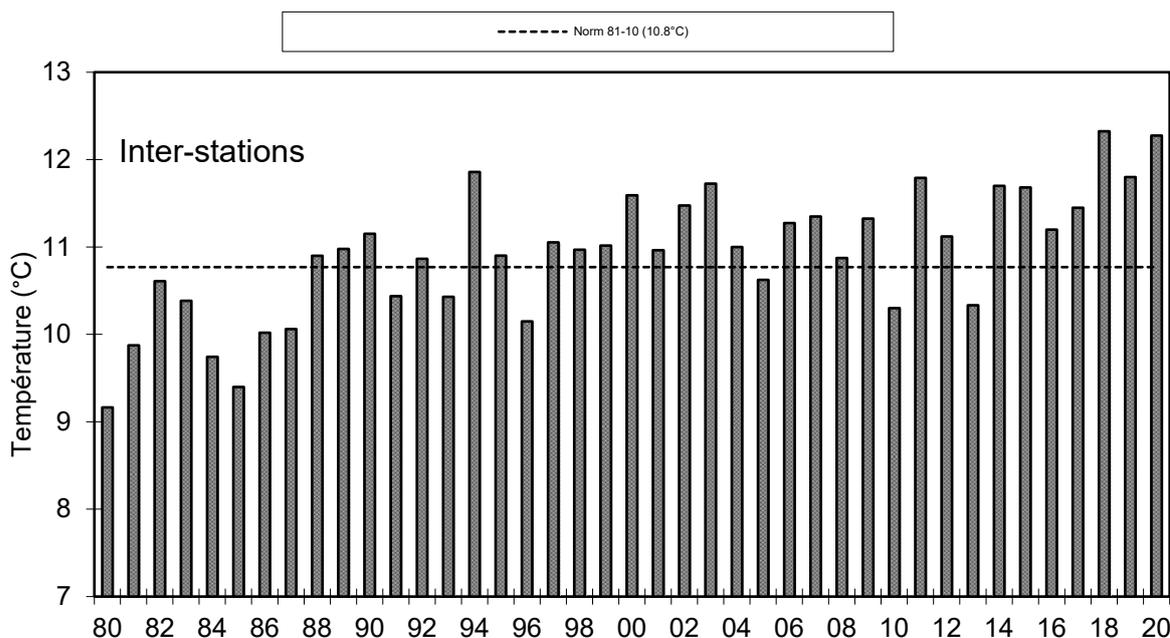


Figure 1.2 Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

Figure 1.2 Annual mean of air temperature for the inter-stations (°C).

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2020 sur le bassin lémanique est de 971.1 mm, soit 36 mm inférieur à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Ce qui fait de l'année 2020 une année relativement sèche. Pully est la station la plus arrosée avec 1'060 mm, Genève avec 794 mm présente les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Après un mois de janvier sec, la pluviométrie pour le reste du premier semestre est globalement dans la normale. Pour le second semestre, la pluviométrie relevée est déficitaire pour les mois de juillet, septembre, novembre.

Tableau 2.1 Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2020.

Table 2.1 Monthly rainfall (mm) at each station in 2020.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	28.9	37.7	32.2	24.5	72.9
Février	64	95.2	78.7	69.5	60.8
Mars	77.6	84.7	72.5	77	68.5
Avril	37.5	60.5	45.4	62.5	73.5
Mai	78.1	97.8	65.5	81.5	92.8
Juin	92.1	126.4	168.9	144.5	94.3
Juillet	16.9	23.8	29.4	30.5	83.8
Août	93.4	86.9	153.9	120	86.6
Septembre	60.6	70.6	72.2	90.5	99.0
Octobre	153.3	202.2	170.6	177	102.5
Novembre	15.8	15.8	38.3	34.5	83.0
Décembre	75.6	106.2	133.3	110	88.9
Total Annuel	793.8	1'007.8	1'060.9	1'022.0	1'008.9

En inter-stations, l'année 2020 se classe au 26^e rang (sur 40) de la chronologie pluviométrique 1981 - 2020 (la 1^{ère} étant 2001 avec 1'299 mm, la dernière étant 1989 avec 661 mm) (tableau 2.2, figure 2.2).

Tableau 2.2 Pluviométrie annuelle de l'inter-stations (mm).

Table 2.2 Annual rainfall at the inter-stations (mm).

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1981	1'082.8	2001	1'298.7
1982	1'037.5	2002	1'169.5
1983	1'022.3	2003	760.6
1984	911.8	2004	980.0
1985	957.1	2005	775.1
1986	964.2	2006	1'069.2
1987	1'044.8	2007	1'135.7
1988	1'078.0	2008	1'047.8
1989	660.7	2009	849.9
1990	1'093.9	2010	815.5
1991	860.3	2011	750.1
1992	1'057.8	2012	1'092.3
1993	1'060.5	2013	1'219.0
1994	1'124.1	2014	1'068.1
1995	1'194.7	2015	808.7
1996	972.8	2016	1'115.0
1997	1'022.9	2017	833.7
1998	924.6	2018	916.9
1999	1'266.0	2019	1'004.1
2000	1'028.2	2020	971.1

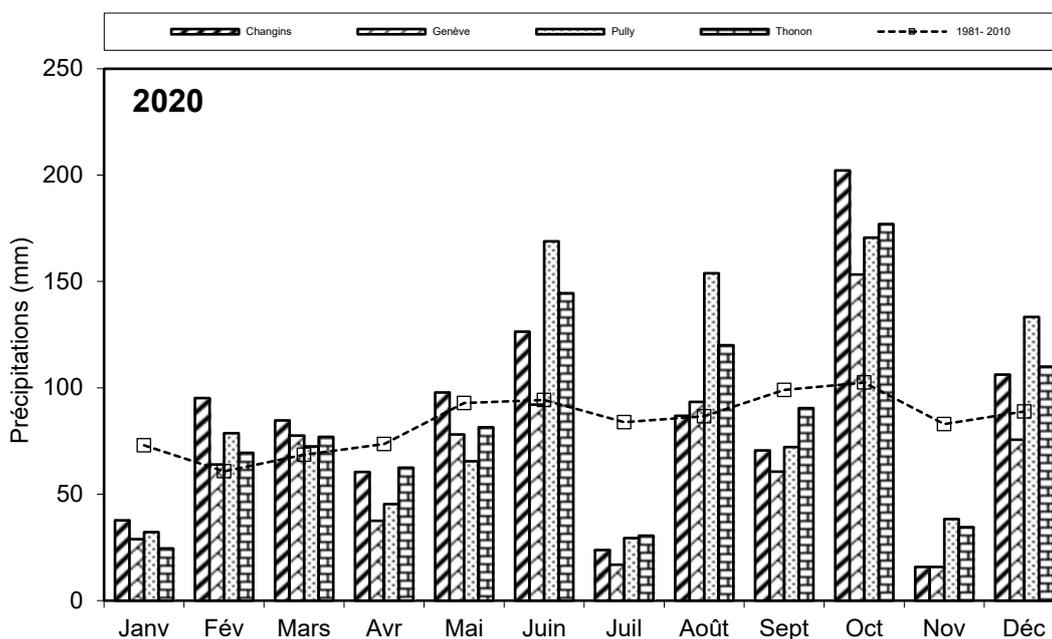


Figure 2.1 Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2020 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 Monthly rainfall at each station in 2020 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

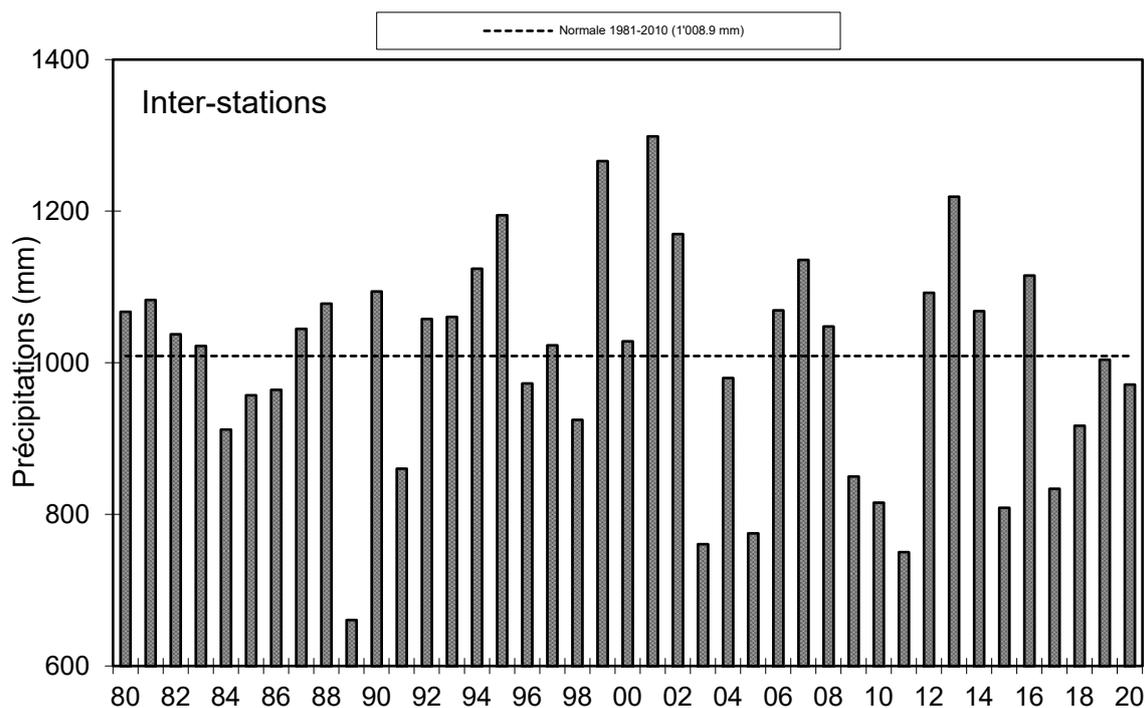


Figure 2.2 Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

Figure 2.2 Annual rainfall at the inter-stations (mm).

4. INSOLATION

L'excédent d'insolation par rapport à la moyenne 1981-2010 fut relevé lors des 7 premiers mois de l'année (+298 h) (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 Insolation mensuelle à chaque station en 2020 (h).

Table 3.1 Monthly insolation at each station in 2020 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	114	129	126	82	62.4
Février	127	136	126	125	90.7
Mars	184	196	184	197	156.4
Avril	252	262	265	266	182.1
Mai	263	272	261	285	208.1
Juin	210	197	206	260	236.7
Juillet	312	341	291	334	258.6
Août	245	241	238	257	236.8
Septembre	211	214	211	205	183.6
Octobre	80	87	89	98	120.0
Novembre	74	82	99	60	69.2
Décembre	41	40	28	32	49.8
Total annuel	2'112.6	2164.8	2'124.5	2'200.3	1'854.4

L'année 2020 avec une moyenne inter-stations de 2'150.6 heures est une année ensoleillée. Elle se classe quatrième sur la période 1980 – 2019 (tableau 3.2, figure 3.3).

Tableau 3.2 Insolation annuelle de l'inter-stations (h).

Table 3.2 Annual insolation at the inter-stations (h).

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1981	1'557.5	2001	1'837.6
1982	1'730.8	2002	1'828.6
1983	1'635.7	2003	2'290.5
1984	1'713.3	2004	2'000.1
1985	1'829.2	2005	2'138.4
1986	1'611.0	2006	1'992.4
1987	1'442.5	2007	2'096.7
1988	1'652.7	2008	1'961.9
1989	1'864.4	2009	2'028.4
1990	1'973.2	2010	1'817.3
1991	1'870.0	2011	2'203.0
1992	1'676.1	2012	2'008.4
1993	1'669.2	2013	1'813.2
1994	1'707.5	2014	1'902.8
1995	1'896.5	2015	2'028.6
1996	1'769.3	2016	1'847.7
1997	1'948.4	2017	2'089.5
1998	1'981.7	2018	2'042.3
1999	1'770.1	2019	2'152.8
2000	1'998.9	2020	2'150.6

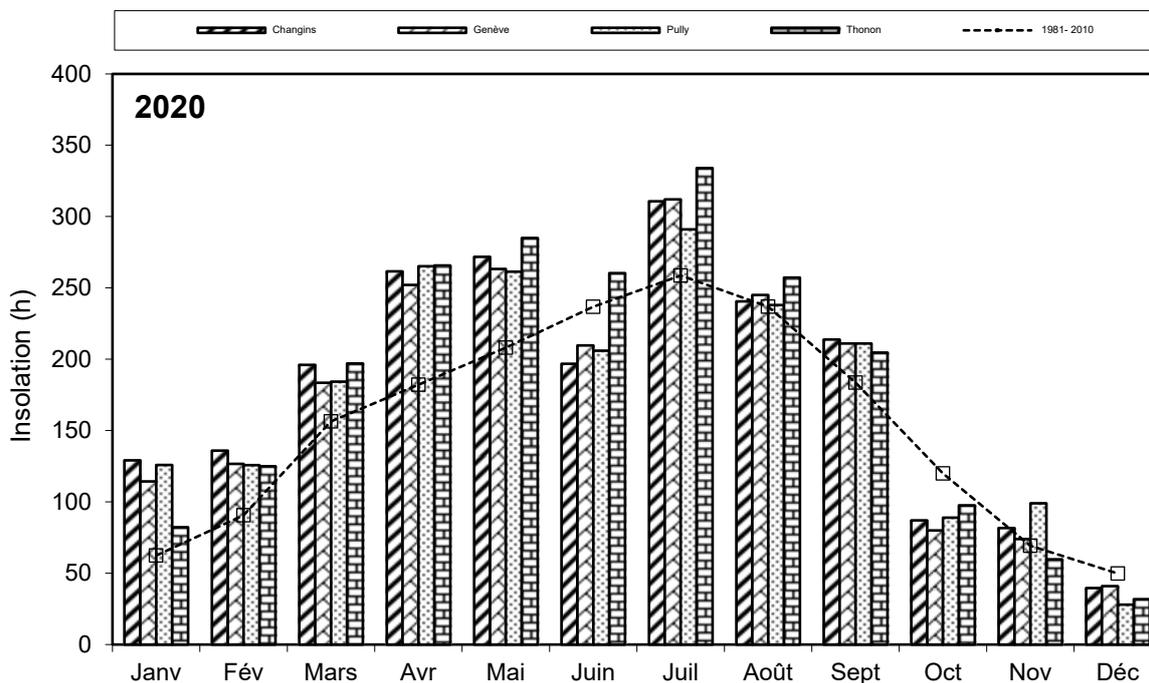


Figure 3.1 Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2020 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 Monthly insolation at each station in 2020 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

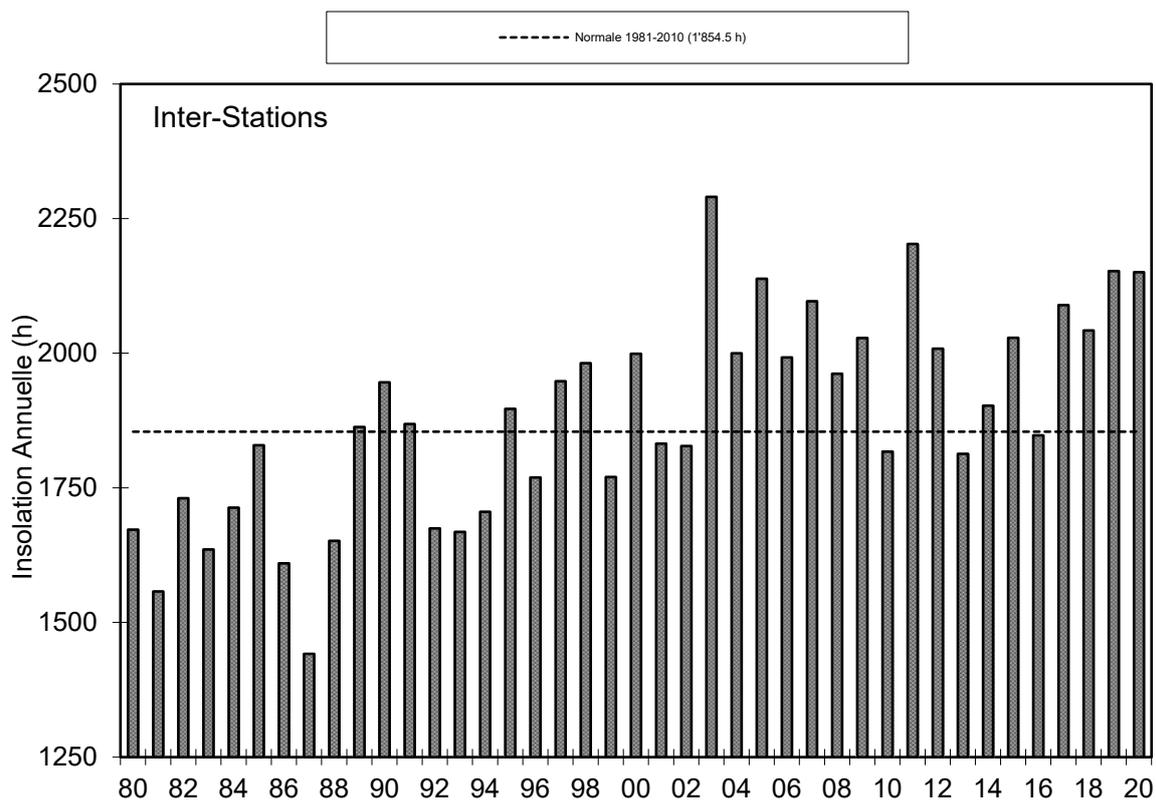


Figure 3.2 Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

La moyenne inter-stations pour l'année 2020 est de $13.7 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (tableau 4.1, figure 4.1).

Tableau 4.1 Rayonnement global mensuel à chaque station en 2020 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 Monthly mean of global radiation at each station in 2020 (mean daily irradiation in $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	4.8	5.2	5.2	4	3.6
Février	7.9	8	7.6	7.4	6.5
Mars	13.4	13.7	13.3	12.7	11.2
Avril	20.3	19.8	20.3	19.4	15.6
Mai	23.1	22.9	22	22.1	18.8
Juin	21.7	20.7	20.6	22	21.3
Juillet	25.8	25.6	24	25.1	21.3
Août	20.2	19.3	19.1	19.2	18.2
Septembre	15.9	15.6	14.9	14.6	13.4
Octobre	7.4	7.3	7.4	6.9	7.9
Novembre	4.7	4.9	5.4	3.8	4.3
Décembre	3.1	3	2.9	2.4	2.9
Moyenne Annuelle	14.0	13.8	13.6	13.3	12.1

Pour l'inter-stations en 2020, le rayonnement global annuel obtenu est de $4'995 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$, ce qui classe l'année, seconde sur la période 1981 – 2020 (tableau 4.2, figure 4.2).

Tableau 4.2 Rayonnement global annuel en inter-stations (MJ·m⁻²).

Table 4.2 Annual solar radiation at the inter-stations (MJ·m⁻²).

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1981	4'263	2001	4'310
1982	4'391	2002	4'337
1983	4'239	2003	4'894
1984	4'274	2004	4'858
1985	4'485	2005	4'712
1986	4'178	2006	4'593
1987	3'956	2007	4'671
1988	4'139	2008	4'486
1989	4'325	2009	4'837
1990	4'401	2010	4'575
1991	4'415	2011	5'000
1992	4'219	2012	4'747
1993	4'126	2013	4'547
1994	4'100	2014	4'653
1995	4'339	2015	4'869
1996	4'310	2016	4'584
1997	4'405	2017	4'923
1998	4'378	2018	4'922
1999	4'188	2019	4'981
2000	4'488	2020	4'995

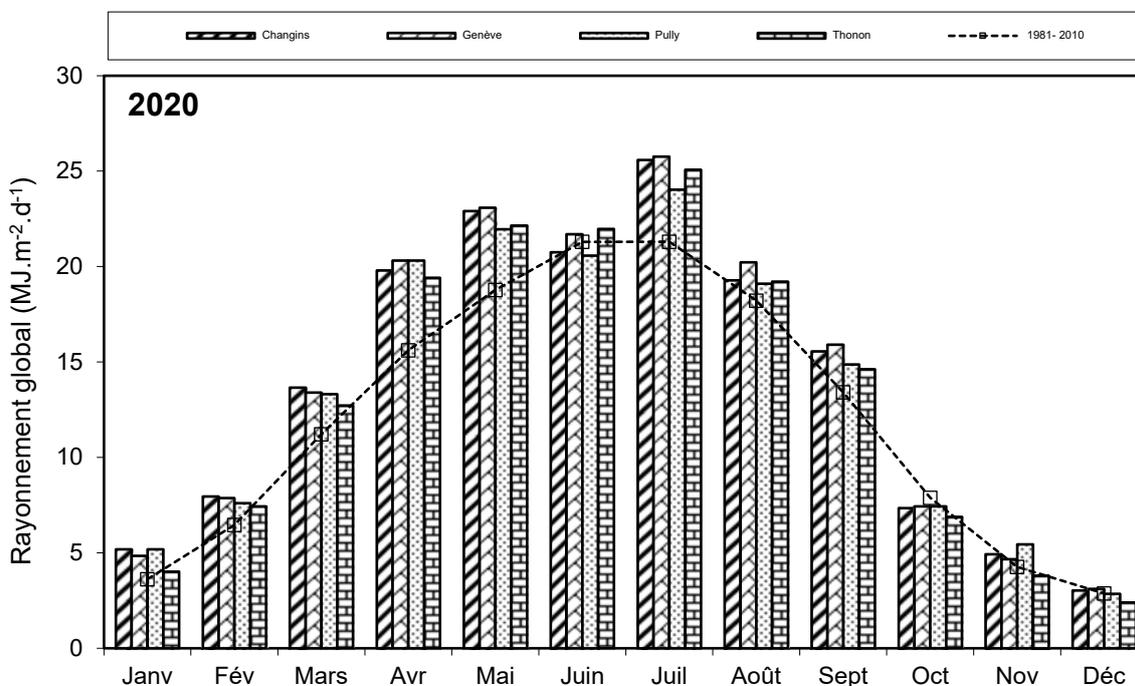


Figure 4.1 Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2020 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 Monthly mean of global solar radiation at each station in 2020 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

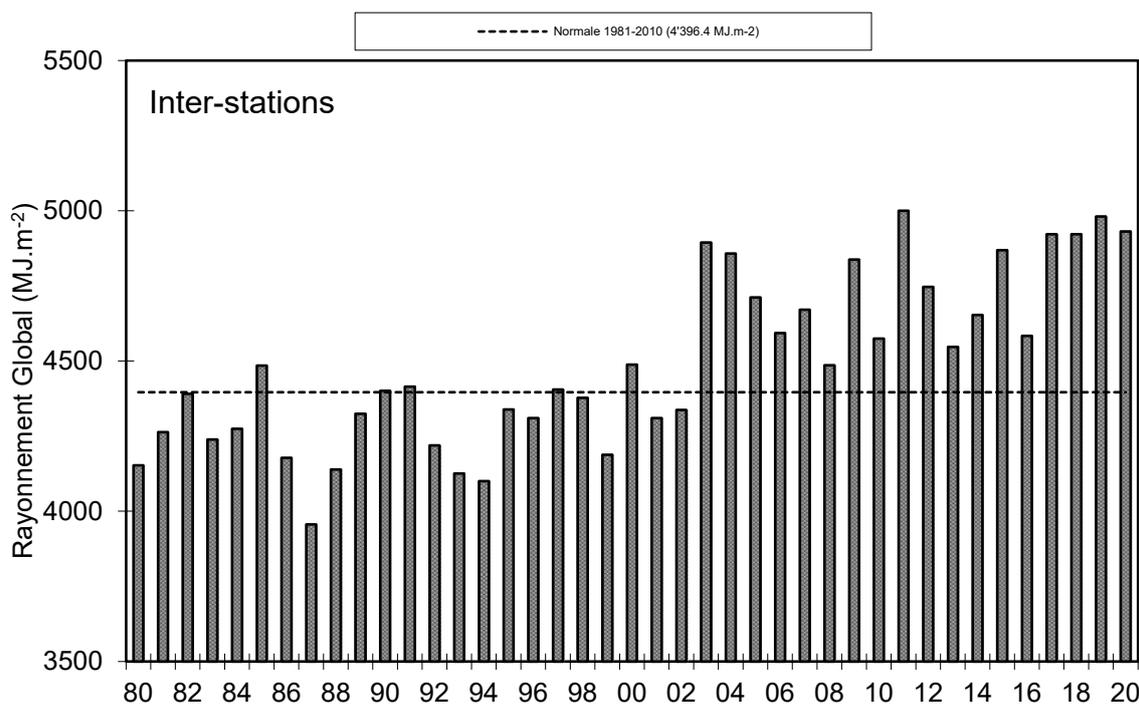


Figure 4.2 Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ·m⁻²).

Figure 4.2 Annual global solar radiation at the inter-stations (MJ·m⁻²).

6. VENT

6.1. VITESSE DU VENT

En 2020 à Changins, station de référence, le 1^{er} trimestre ainsi que les mois de mai et juillet furent venteux. Les autres mois présentèrent des vitesses de vent égales ou inférieures à la moyenne de la période 1981-2010 (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2019 (m·s⁻¹)

Table 5.1 Mean monthly wind speeds in 2019 (m·s⁻¹).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	2.2	2.5	1.7	1.1	2.4
Février	3.6	3.9	2.2	1.9	2.8
Mars	3	3.3	1.9	2	3.3
Avril	2.2	2.2	1.7	1	3.3
Mai	3.3	3.6	2.2	1.6	2.8
Juin	2.2	2.2	1.7	1.1	2.8
Juillet	2.2	2.8	1.9	1.5	2.7
Août	2.2	2.2	1.7	1.1	2.6
Septembre	2.2	2.2	1.9	1.1	2.6
Octobre	2.5	2.5	1.9	1.6	2.4
Novembre	1.7	1.9	1.4	1.4	2.5
Décembre	2.2	2.2	1.7	1.3	2.6
Moyenne annuelle	2.5	2.6	1.8	1.4	2.7

Pour l'année 2020 à Changins, il a été enregistré 27 jours de vent fort ($> 5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) dont 21 jours durant le 1^e semestre (dont 15 pour le 1^e trimestre). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2020 le 30 mars (avec $9.42 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) (figure 5.2). De plus, il y a eu en 2020, 2 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à $4.99 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

Tableau 5.2 Vent moyen annuel à Changins ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).

Table 5.2 Annual mean wind speed at Changins ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1981	2.5	2001	2.8
1982	2.6	2002	2.6
1983	2.7	2003	2.3
1984	3.4	2004	2.4
1985	3.0	2005	2.2
1986	2.9	2006	2.4
1987	2.7	2007	2.7
1988	3.1	2008	2.5
1989	3.0	2009	2.6
1990	3.1	2010	2.6
1991	3.2	2011	2.2
1992	2.8	2012	2.6
1993	2.9	2013	2.4
1994	2.7	2014	2.3
1995	2.9	2015	2.5
1996	2.7	2016	2.4
1997	2.5	2017	2.4
1998	3.0	2018	2.6
1999	2.9	2019	2.1
2000	2.6	2020	2.6

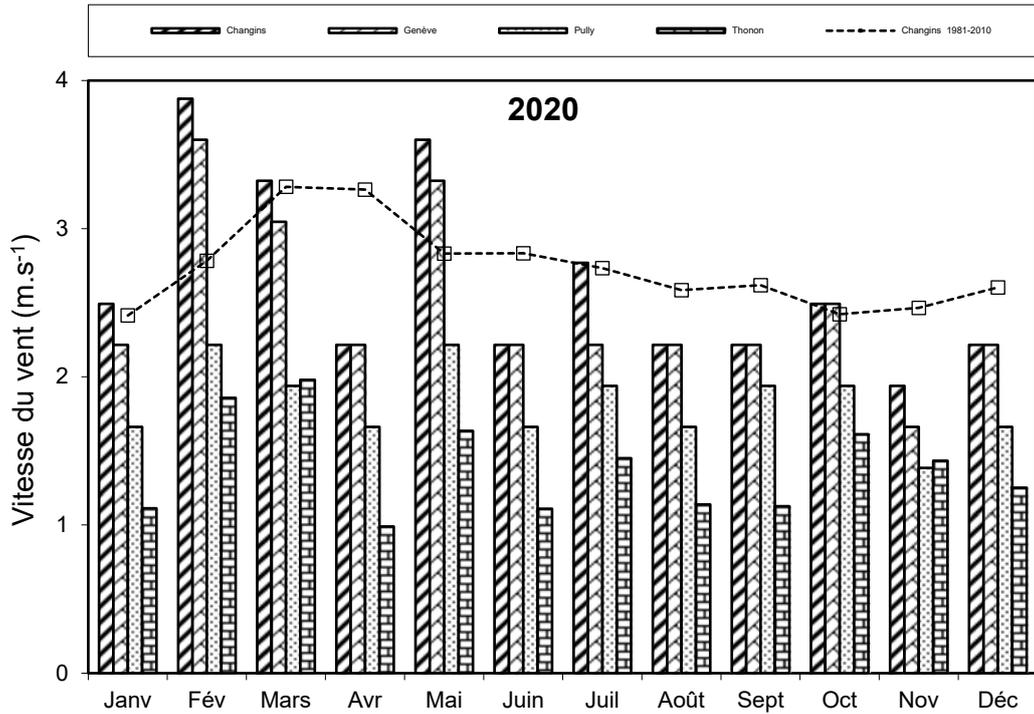


Figure 5.1 Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2020 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 Monthly mean wind speed at each station in 2020 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

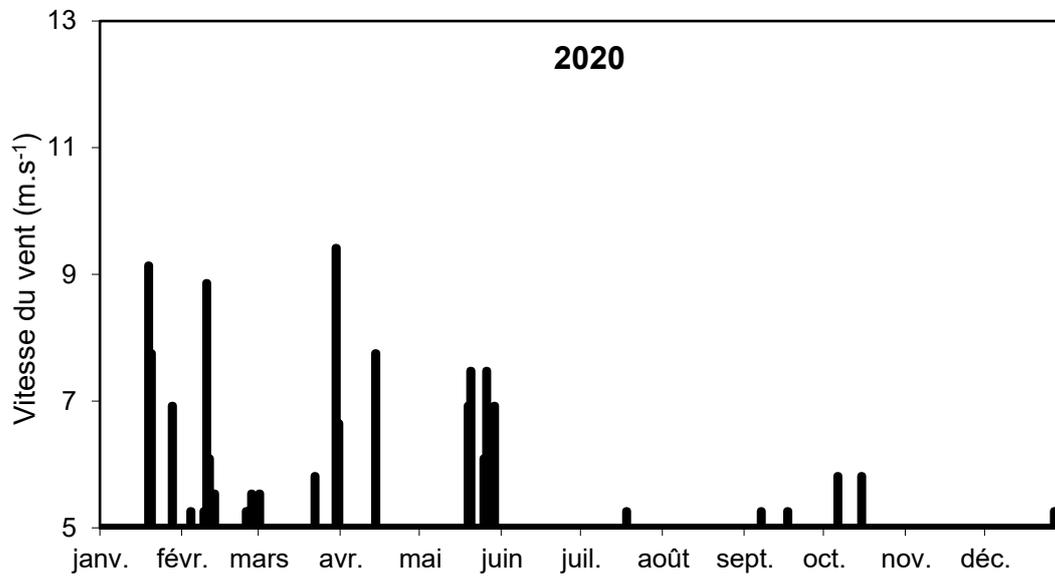


Figure 5.2 Répartition annuelle (en 2020) des vents forts (> 5 m-s-1) à Changins.

Figure 5.2 Annual distribution (in 2020) of strong winds (> 5 m-s-1) at Changins.

6.2. ROSE DES VENTS

Pour l'année 2020 à Changins, 63.5 % des vents (figure 5.3) se répartissent selon le demi-cercle S-O-N. Les vents qui sont supérieurs à $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ représentent 13.5% des vents totaux, 49 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 40 % sont d'origine opposée S-O.

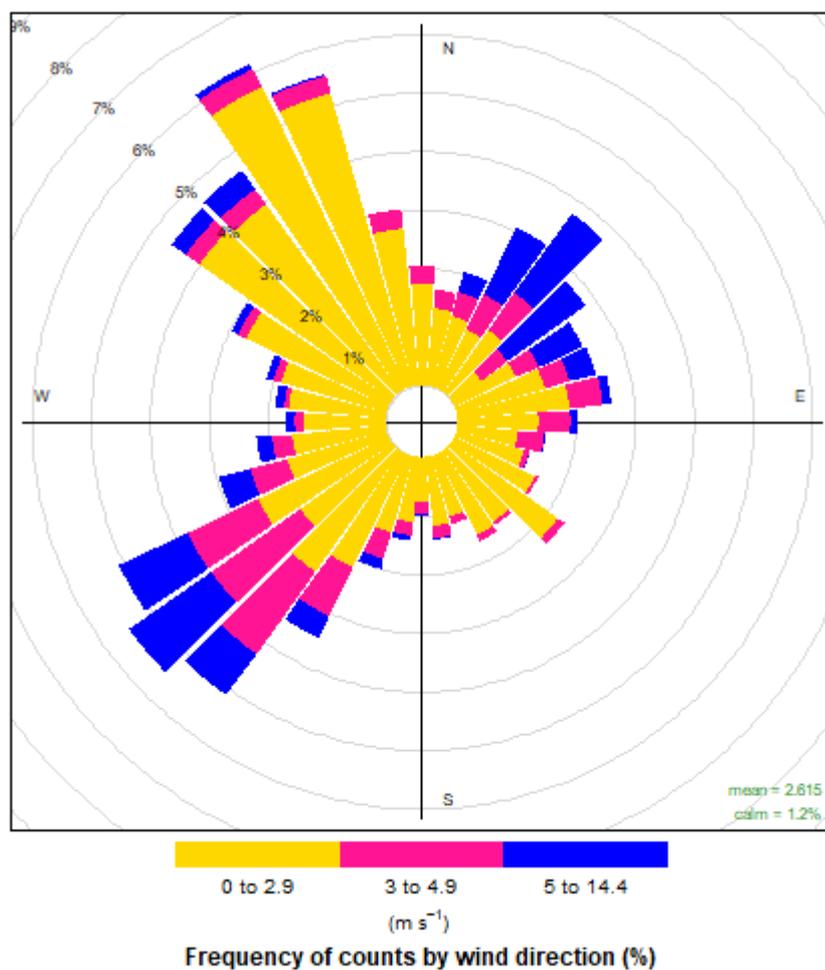


Figure 5.3 Rose des vents moyens à Changins en 2020 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle: % d'occurrence).

Figure 5.3 Wind directions at Changins in 2020 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

PHYTOPLANCTON DU LEMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

Frédéric RIMET

INRA UMR CARTELE, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX

RESUME

En 2020, 15 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Le début de l'année se caractérise par des biomasses assez élevées pour cette saison, et essentiellement dominées par une petite diatomée centrique jusqu'en avril, puis par une grande diatomée pennée jusqu'en juin. Ensuite, une phase des eaux claires est observée le 30 juin. Après cette date, la composition change fortement : de grandes Dinophycées, caractéristiques des épilimnions bien stratifiés, présentent une part importante du compartiment de mi-juillet à mi-septembre. Des Chrysophycées, électives de milieux oligotrophes, accompagnent les Dinophycées pendant cette période. On note cependant un pic de biomasse de Chlorophycées caractéristiques d'épilimnion méso-eutrophes à la mi-août. Enfin, à partir d'octobre, ce sont des taxons filamenteux, avec la Zygothrix Mougeotia gracillima, et la cyanobactérie potentiellement toxique Planktothrix rubescens, qui vont dominer la biomasse algale. Ces taxons se développent dans le métalimnion (vers 15-20 m) lorsque le lac est stratifié.

La biomasse annuelle moyenne de 2020 (1537 µg/L) est proche de celle des trois années précédentes. L'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse du phytoplancton relativement basse (<1000 µg/L) n'est pas atteint. La proportion de la biomasse représentée par des taxons indicateurs de faibles profondeurs est toujours importante depuis maintenant une demi-dizaine d'année. La proportion des taxons indicateurs de milieux oligotrophes est plus élevée que dans les années 1970-80, et demeure stable depuis plus de dix ans. Les taxons indicateurs d'épilimnion eutrophes restent faibles (malgré le pic de biomasse inhabituel de Micractinium pusillum en août).

Enfin, l'indice de Brettum qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, donne un état écologique du lac de qualité « moyenne » pour l'année 2020 (classification selon « intercalibration lake type »). La valeur de 2020 est la valeur la plus élevée de la chronique (1974-2020).

ABSTRACT

In 2020, 15 sampling campaigns were carried out at the SHL2 station to analyse the qualitative and quantitative changes in phytoplankton communities. The beginning of the year was characterised by relatively high biomasses for this season, essentially dominated by a small centric diatom until April, then by a large pennate diatom until June. Then a clean water phase was observed on 30 June. After this date, the composition changed substantially: large Dinophyceae, characteristic of clearly stratified epilimnions, presented a large proportion of the compartment from mid-July to mid-September. Chrysophyceae, preferring oligotrophic environments, are associated with Dinophyceae during this period. However, a peak of Chlorophyceae biomass can be noted, which is characteristic of meso-eutrophic epilimnion in mid-August. Finally, beginning in October, the filamentous taxa, with the Zygothrix Mougeotia gracillima, and the potentially toxic cyanobacterium Planktothrix rubescens, dominate the algae biomass. These taxa develop in the metalimnion (towards 15–20 m deep) when the lake is stratified.

The mean annual biomass in 2020 (1537 µg/L) was near that of the 3 previous years. The objective of the CIPEL – maintaining a relatively low phytoplankton biomass (<1000 µg/L) – was not met. The proportion of the biomass represented by taxa has been important for the past 5 years as an indicator of shallow waters. The proportion of taxa that are indicators of oligotrophic environments is higher now than in the 1970s and 1980s, and has remained stable for more than 10 years. The taxa indicating eutrophic epilimnion remains low in number (despite the unusual peak in biomass of *Micractinium pusillum* in August).

Finally, the Brettum Index, which evaluates the trophic level of the lake, based on the composition in phytoplankton species, gives the lake's ecological status as "average" for 2020 (intercalibration lake type classification). The 2020 value is the highest value of the historical reference (1974–2020).

1. INTRODUCTION

Le phytoplancton est à la base des écosystèmes pélagiques et constitue un élément essentiel dans le fonctionnement des lacs. Il présente une diversité exceptionnelle et sa composition en espèces change entre les saisons et d'année en année. C'est un indicateur écologique de choix pour les lacs.

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2020 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Différentes métriques, telles que la biomasse, la diversité (indice de Shannon, Weaver & Shannon 1949), les groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002), ainsi que l'indice trophique de Brettum (1989), ont été calculés sur toute la série chronologique (1974-2020). Les concentrations en chlorophylle *a*, la production phytoplanctonique et les picocyanobactéries font l'objet de chapitres séparés.

2. METHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2020 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, mai, juillet, octobre et décembre, deux fois par mois en août, septembre et novembre, et trois fois pour le mois de juin (pas de prélèvement en mars-avril, à cause du confinement). Au total, 15 campagnes ont été menées en 2020.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au Lugol ; puis des sous-échantillons d'un volume de 25 mL (ou 50 mL, en fonction de la densité) sont prélevés et mis à sédimenter. Les examens qualitatifs et quantitatifs se font au microscope inversé selon la technique Utermöhl (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en µg/L. Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008), il est téléchargeable sur le site <https://www6.lyon-grenoble.inrae.fr/cartel>

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques :

- la biomasse des classes algales (sensus Bourelly 1972, 1981, 1985),
- la biomasse des taxons dominants,
- la biomasse des classes de tailles (micro et nanophytoplancton),
- la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon),
- un indice de qualité trophique (Indice de Brettum calculé selon Kaiblinger *et al.*, 2009).
- les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon Reynolds *et al.* (2002),

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 EVOLUTION SAISONNIERE DE L'ANNEE 2020

3.1.a EVOLUTION DES CLASSES D'ALGUES ET DES TAXONS DOMINANTS

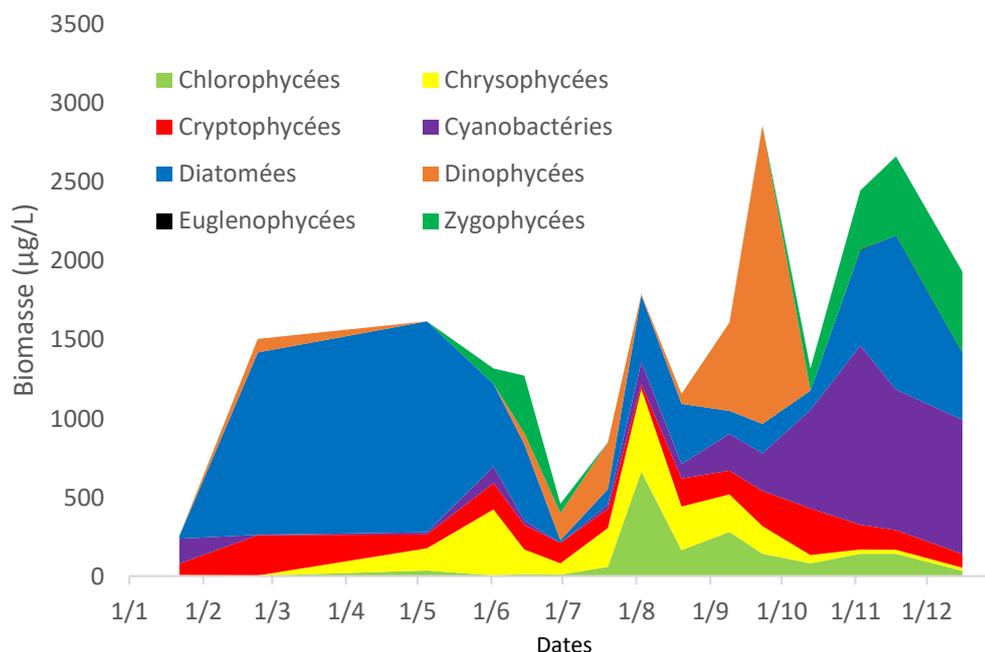


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2020.

Figure 1: Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensu Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva during 2020.

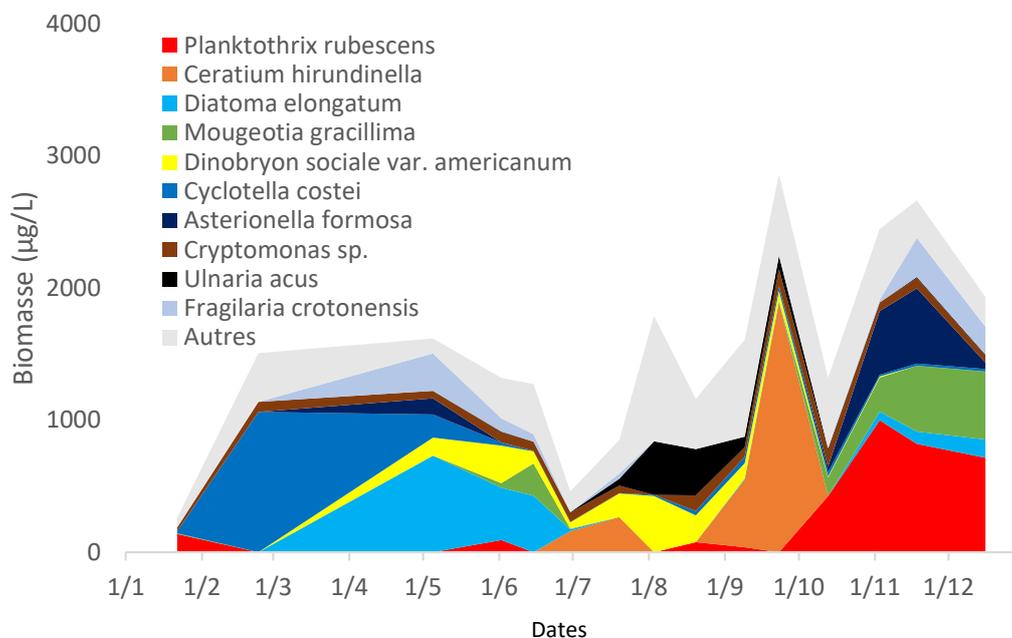


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2020.

Figure 2: Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva during 2020.

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2020 (figures 1 et 2) :

- Une **phase hivernale et printanière** (22 janvier au 15 juin) : cette phase est caractérisée par des biomasses homogènes et élevées pour cette saison (qui oscillent plus classiquement autour de 500 µg/L). C'est d'abord une petite diatomée centrique (*Cyclotella costei*) qui domine le compartiment, elle est adaptée aux milieux brassés, riches en silice et relativement oligotrophes (Rimet et al. 2009, Padisak et al. 2009). Elle est remplacée autour du mois d'avril par une grande diatomée pennée (*Diatoma elongatum*) ; cette espèce est capable de se développer alors que les concentrations en nutriments et en silice sont faibles (elle est souvent observée après le déclin saisonnier d'*Asterionella formosa* –diatomée-, Kilham et al. 1977). La présence de *Dinobryon* spp. est à noter à partir de la mi-avril, un genre de Chrysophycées qui est élective de couches d'eau très pauvres en nutriments (Reynolds et al. 2002).

- Une **phase des eaux claires** (30 juin) : la biomasse est réduite de plus de la moitié entre le 15 et le 30 juin. Les diatomées disparaissent (nourriture préférée du zooplancton). Cette phase des eaux claires est le moment où la composition du phytoplancton change fortement dans l'année. A ce moment, des grandes Dinophycées (*Ceratium hirundinella*) vont dominer le phytoplancton.

- Une **phase estivale** (20 juillet au 23 septembre) : Pendant cette phase, les Dinophycées présentent une part importante du compartiment, en particulier *Ceratium hirundinella*, une espèce caractéristique des épilimnions estivaux bien stratifiés (Reynolds et al. 2002). Elle est accompagnée par des Chrysophycées (*Dinobryon* spp.), présentes dans des couches pauvres en nutriments (habituellement, proche de la surface). Plus inhabituelle est le pic de biomasse important en Chlorophycées au mois d'aout, notamment de l'espèce *Micractinium pusillum* (elle n'est pas représentée sur la figure 2 car sa biomasse annuelle est modeste par rapport aux autres taxons) : ce taxon colonial est présent dans les épilimnions clairs des lacs méso-eutrophes (Padisak et al. 2009).

- Une **phase automnale et hivernale** (13 octobre au 16 décembre) : la biomasse reste élevée pour cette période. Tout comme en 2019, *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie) présente des biomasses relatives importantes pendant cette période. Elle est accompagnée de *Mougeotia gracillima* (de la même manière qu'en 2019). *M. gracillima* est une espèce de Zygothrix filamenteuse, qui a une niche écologique proche de *Planktothrix rubescens* (Tapolczai et al. 2015). Elles se développent dans le métalimnion (vers 15-20 m) lorsque le lac est stratifié, profitent des nutriments de l'hypolimnion et de la lumière faible arrivant dans cette zone lorsque l'épilimnion est clair.

3.1.b EVOLUTION DU MICRO ET DU NANOPHYTOPLANCTON

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. Le nanophytoplancton est préférentiellement brouté par le zooplancton.

La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2020.

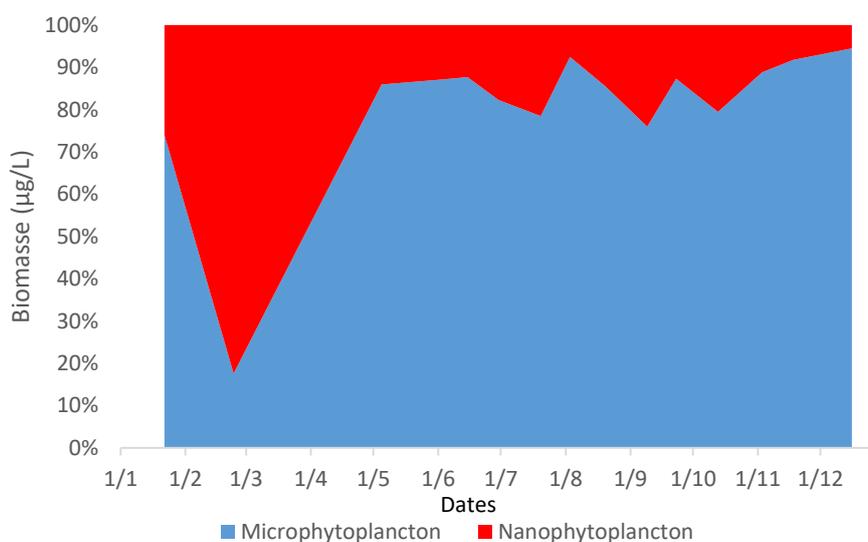


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2020.

Figure 3 : Annual change of size classes biomass in Upper Lake Geneva during 2020.

Pour l'année 2020, le microphytoplancton domine la biomasse toute l'année (en général plus de 75% de la biomasse), sauf fin février (soit sensiblement la même période qu'en 2017, 2018 et 2019).

3.2 EVOLUTION INTERANNUELLE

NB : 2020 a été marqué par une période de confinement sanitaire. Pendant les mois de mars et avril, aucun prélèvement n'a été réalisé. Afin de limiter l'impact de ces deux mois sans prélèvements sur les calculs interannuels, il a été décidé de considérer l'échantillon du 5 mai comme représentatif du mois d'avril, et l'échantillon du 2 juin comme représentatif du mois de mai (1 prélèvement a été effectué en mai : 5/05, 3 prélèvements ont été effectués en juin : 02/06, 15/06, 30/06). Seul le mois de mars n'a donc pas de valeur.

3.2.a EVOLUTION DES CLASSES D'ALGUES

La figure 4 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac.

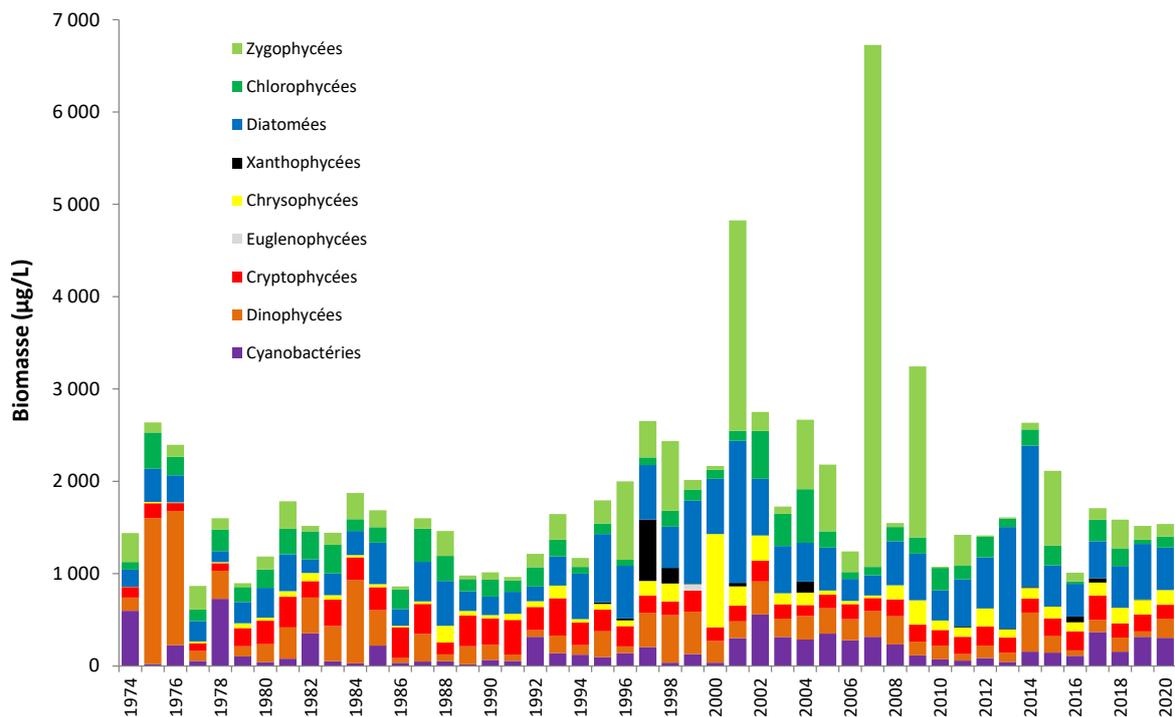


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac (SHL2). La CIPEL a fixé à 1000 µg/L la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser dans le Léman.

Figure 4 : Inter-annual change in annual mean biomass of phytoplankton groups in Upper Lake Geneva. The CIPEL aimed at not exceeding the average annual biomass of 1000 µg/L in Lake Geneva.

L'année 2020 présente une biomasse annuelle moyenne proche des valeurs observées depuis 2017 et reste relativement élevée. Avec une biomasse de 1537 µg/L, l'objectif proposé par la CIPEL, de ne pas dépasser 1000 µg/L, n'est pas atteint.

Même si aucun bloom de *Planktothrix rubescens* n'est observé en 2020, on peut cependant souligner la biomasse relativement élevée des cyanobactéries : les années 2017, 2019 et 2020 se placent respectivement au rang des 4^{ème}, 9^{ème} et 11^{ème} biomasses les plus élevée en cyanobactéries sur toute la chronique depuis 1974. *Planktothrix rubescens* représente 40% de la biomasse du compartiment sur certains échantillons de 2020.

3.2.b EVOLUTION DE LA DIVERSITÉ

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2020. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon est calculé. Un indice moyen pour chaque mois est calculé, puis à partir de ces indices mensuels, un indice annuel moyen est calculé, ainsi que le 10e et 90e centile. L'évolution de ces valeurs est donnée sur la figure 5.

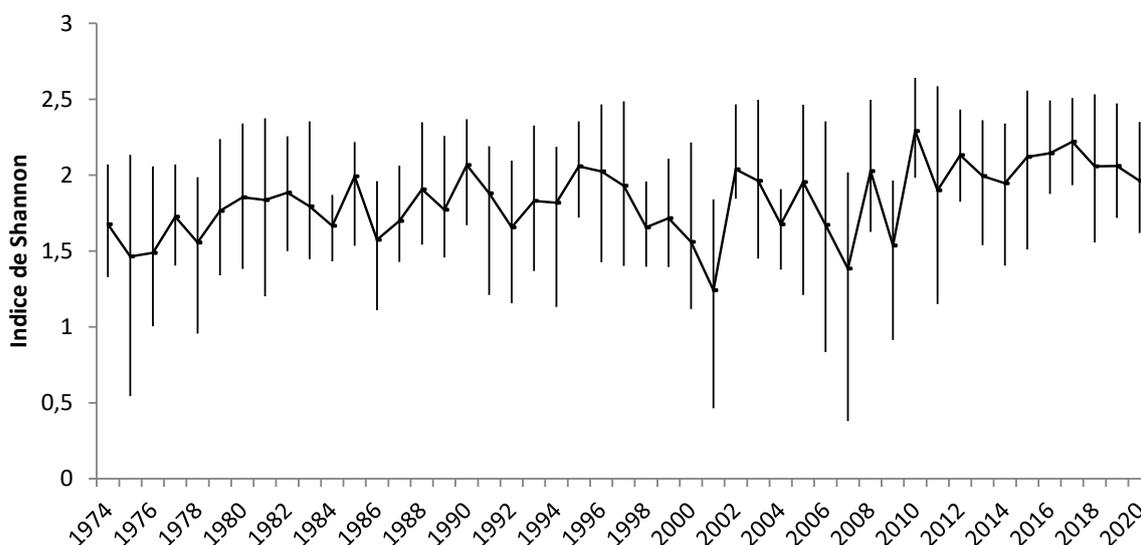


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon dans le Grand Lac (SHL2). La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale, le 10e et le 90e centile.

Figure 5: Interannual changes of the Shannon diversity index in the Upper lake of Geneva. The line represents the evolution of average diversity, extremities of the vertical bars the 10th and 90th percentiles.

La diversité peut être un indicateur de niveau trophique (concentrations en nutriments) en milieu aquatique : des relations sont régulièrement établies entre diversité et concentration en nutriments (ex. Russel-Hunter 1970, Schelske & Stoermer 1971). L'indice est relativement stable sur toute la chronique depuis 1974. On remarque cependant que les années présentant les diversités les plus élevées sont des années récentes (par ordre de diversité décroissante : 2010, 2017, 2016, 2012, 2015, 1990, 2018, 2019).

Toutefois, certaines années récentes (2001, 2007 et 2009), présentent de faibles diversités : ceci correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui a dominé fortement le peuplement phytoplanctonique ces années.

3.2.c EVOLUTION DE L'INDICE TROPHIQUE PHYTOPLANCTON BRETTUM

L'état trophique des lacs peut aussi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude (Kaiblinger 2008, Kaiblinger *et al.* 2009) a montré que l'indice de Brettum (1989) est bien adapté pour évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à la concentration en Ptot (phosphore total) selon 7 classes. Ces classes de concentration en Ptot telles que définies dans l'indice de Brettum sont indiquées dans le tableau 1 avec leur correspondance au niveau trophique. Plus cet indice est élevé plus l'état trophique est faible.

Tableau 1 : Classes de qualité définies dans l'indice de Brettum. [Ptot] : concentration en phosphore total en µg/L.

Table 1: Quality classes as defined in the Brettum Index. [Ptot]: concentration in total phosphorus in µg/L.

Classes IB	[Ptot]	Niveau trophique
6	<=5 µg/L	Ultra-oligotrophe
5	5-8 µg/L	Oligotrophe
4	8-15 µg/L	Oligo-mesotrophe
3	15-30 µg/L	Meso-eutrophe
2	30-60 µg/L	Eutrophe
1	> 60 µg/L	Hyper-eutrophe

La figure 6 présente l'évolution de cet indice pour le Grand Lac. Les limites de classes de qualités écologiques sont reprises de l'exercice d'intercalibration européen de Wolfram *et al.* (2007).

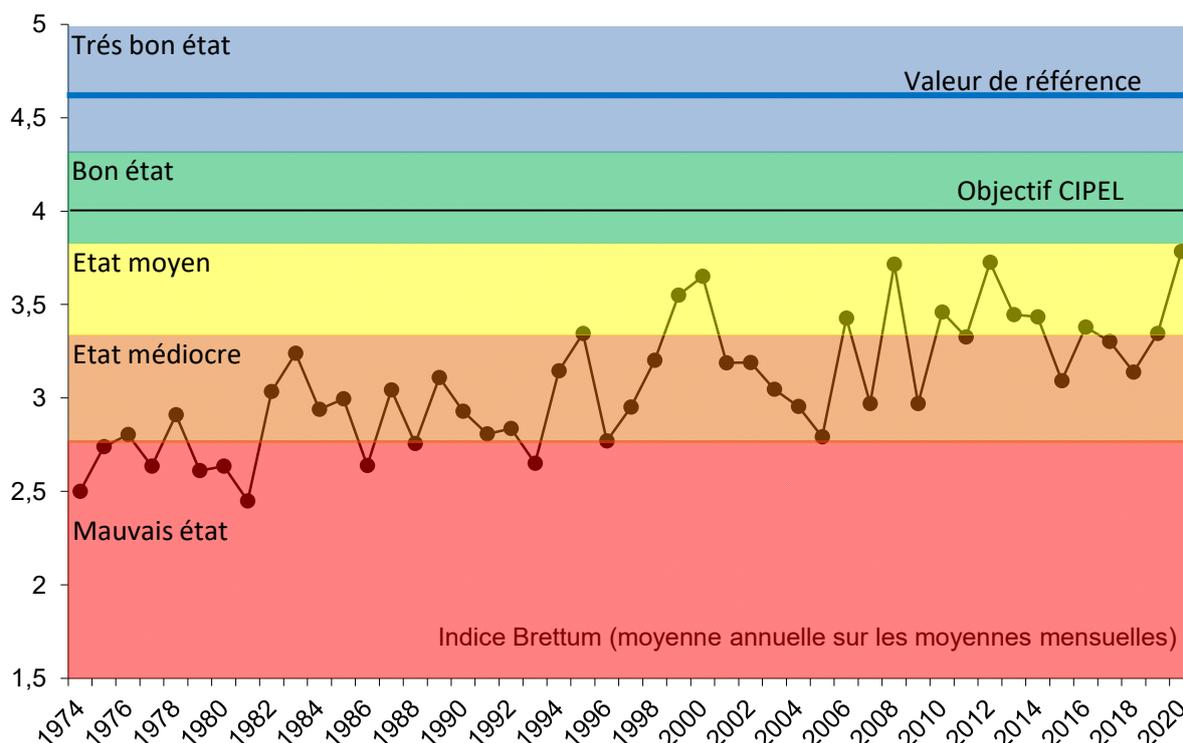


Figure 6 : Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac (SHL2), de 1974 à 2020. Les valeurs des limites de classes de qualité écologique correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram *et al.* 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre pour le Léman. La valeur de référence correspond à un écosystème non impacté par les activités humaines.

Figure 6 : Inter-annual changes in the values of Brettum index. Classes boundaries of the ecological quality are taken from lakes type L-AL-3 (Large alpine lakes) according to the intercalibration lake type (Wolfram *et al.* 2007). The CIPEL fixed to 4 the objectif to acheive for Lake Geneva. The reference value corresponds to an ecosystem not impacted by human activities.

Globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974. Entre 1974 et 1980 le lac était eutrophe (état médiocre) selon l'indice de Brettum. L'indice présente un état méso-eutrophe actuellement, indiquant une amélioration de l'état trophique.

L'année 2020 classe le lac dans un état moyen (valeur = 3.78), il s'agit de la valeur la plus élevée sur toute la chronique. L'objectif à atteindre proposé par la CIPEL est de 4.

3.2.d EVOLUTION DES GROUPES FONCTIONNELS

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002) est donnée à la figure 7. L'annexe 1 présente la liste des différents groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002).

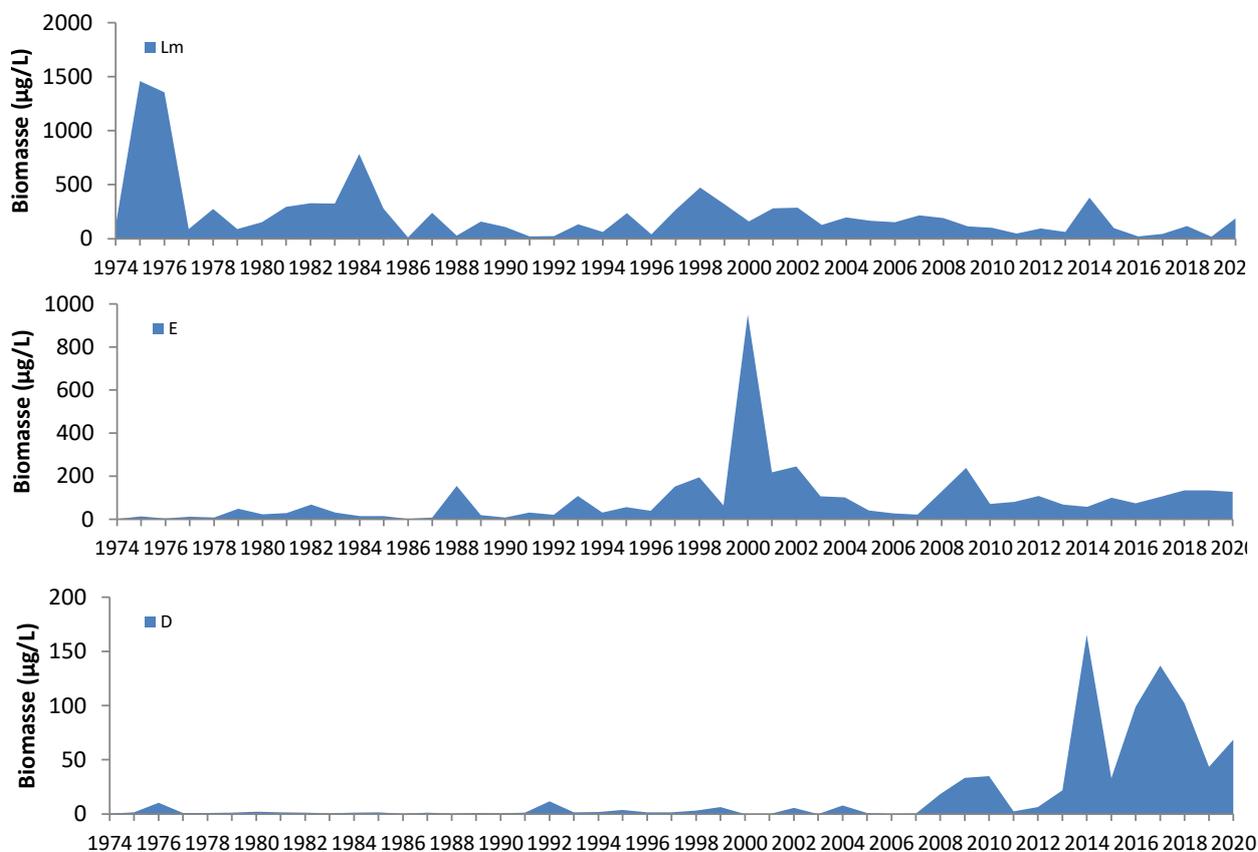


Figure 7: Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds *et al.* (2002), dans le Grand Lac (SHL2) de 1974 à 2020

Figure 7: Long-term changes in annual biomass of functional groups Lm, E and D identified according to Reynolds *et al.* (2002)

Le groupe Lm rassemble les taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés. Une diminution de leur biomasse de l'année 1975 à l'année 2020 est observé (figure 7). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse avec une stabilisation depuis une dizaine d'années. Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation de la masse d'eau.

Le groupe D rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus*, *Achnanthydium catenatum*) des milieux turbides et de faible profondeur selon Reynolds *et al.* (2002). Une augmentation de leur biomasse dans les années récentes est observée. Depuis 2014, les biomasses de ces taxons sont très élevées par rapport à l'ensemble de la chronique.

4. BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor: 41 pp.
- Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway: 102 pp.
- Druart, J.C. & Rimet F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DEC0470, INRA Thonon, France: 45 pp.
- Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J. C., Guillard, J. & Dokulil, M. T. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- Kilham, S.S., Kott, C.L., Tilman, D., 1977. Phosphate and Silicate Kinetics for the Lake Michigan Diatom *Diatoma Elongatum*. *Journal of Great Lakes Research* 3, 93–99. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(77\)72233-6](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(77)72233-6)
- Padisak, J., L. O. Crossetti, & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- Rimet, F., Druart, J.C., Anneville, O., 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics* 4, 99–110.
- Russel-Hunter, 1970, *Aquatic productivity*, New-York.
- Schelske and E. F. Stoermer, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. *Science* 173 : 423-424.
- Tapolczai, K., O. Anneville, J. Padisak, N. Salmaso, G. Morabito, T. Zohary, R. D. Tadonleke, & F. Rimet, 2015. Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. *Hydrobiologia* 745: 17–29.
- Utermöhl, H., 1958. Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol.* 9: 1-38.
- Weaver, W. & Shannon, C. E., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K., Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S. & Urbanic, G., 2007. *Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes)*. Vienna - Ispra.

5. ANNEXES

ANNEXE I : Définition des groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002).ANNEX I : Definition of functional groups according to Reynolds *et al.* (2002).

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417-428 | 2002

Table I: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia spp</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S _N	warm mixed layers	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light-, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koliella</i> <i>Chrysooccus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> <i>(Synura)</i>	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

ABOUT PICOCYANOBACTERIA

CAMPAGNE 2020

Stéphan JACQUET

INRAE CARRETEL, 75 BIS AVECNUÉ DE CORZENT, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE

RÉSUMÉ

Les picocyanobactéries sont une composante ubiquiste du phytoplancton, pris en considération depuis 2014 dans le cadre de ce suivi. Longtemps négligée en raison de leur petite taille (<2-3 μm), la distribution et la dynamique de cette communauté est proposée à partir de l'analyse de leur abondance par cytométrie en flux. L'étude portant sur les 7 dernières années, de 2014 à 2020, révèle des abondances pouvant dépasser 10^5 cellules mL^{-1} en période estivale. La biomasse relative de cette communauté, représentative majoritaire du picophytoplancton, reste encore modeste comparativement à celle du nano- et du microphytoplancton, ne dépassant pas 10% en moyenne à l'échelle de l'année. Toutefois, à certaines périodes de l'année (été et automne typiquement) et à certaines profondeurs, la biomasse des picocyanobactéries peut égaler voire dépasser celle des formes planctoniques plus grosses. Il est attendu que la proportion de ces petites formes phytoplanctoniques, dont le rôle fonctionnel est important, croisse régulièrement avec la réoligotrophisation de l'écosystème et le réchauffement de ses eaux. L'année 2020, en raison de la crise sanitaire et de l'arrêt du suivi écologique, n'a pas permis d'obtenir une chronique complète détaillée, certains mois clefs manquant dans le jeu de données (mars-avril).

ABSTRACT

Picocyanobacteria are a ubiquitous component of the phytoplankton having been neglected until recently because of their small size (< 2-3 μm). Distribution and dynamics of this community is proposed based on the analysis of their abundance using flow cytometry. The study on the last 6 years, from 2014 to 2019, reveals abundances of this community exceeding regularly 10^5 cells mL^{-1} , especially during the summer and fall. The relative biomass of this major representative community of the picoplankton remains modest compared to the nano - and microphytoplankton, not more than 10% on average across the year. However, at certain times of the year (e.g. summer and fall) and to certain depths the picocyanobacterial biomass can match or even exceed that of the larger planktonic forms. It is expected, along with the reoligotrophication of Lake Geneva and warming of surface waters, which the proportion of these representative small cells will increase in the future. It is noteworthy that 2020 was an exceptional year because of the health crisis associated to the COVID-19 pandemic that resulted in the absence of field work for two months (e.g. March and April).

1. INTRODUCTION

Prendre en compte la structure en taille des communautés phytoplanctoniques (pico-, nano-, micro-phytoplancton) dans la compréhension du fonctionnement écologique des milieux aquatiques est particulièrement pertinent (Pomati *et al.* 2019). Les dénombrements phytoplanctoniques effectués en microscopie dans le cadre du suivi écologique des lacs ne permettent pas d'identifier et quantifier précisément la part des espèces de très petite taille (appartenant au picoplancton) qui incluent notamment et majoritairement dans les grands lacs péri-alpins les picocyanobactéries.

Ces dernières sont des espèces unicellulaires (surtout) de cyanobactéries de taille <2-3 μm , à priori non toxiques, qui possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules (vis-à-vis de l'utilisation des ressources nutritives et de la lumière, typiquement). En effet, une petite taille et un rapport surface/volume supérieur aux autres formes planctoniques (plus grandes, plus larges) confèrent aux cellules picophytoplanctoniques une acquisition plus efficace des éléments nutritifs et une meilleure absorption de la lumière incidente. Cela permet l'entretien minimal du métabolisme cellulaire et *in fine* de dominer dans des environnements (ultra-)oligotrophes.

Les picocyanobactéries sont prédominantes au sein du picophytoplancton et particulièrement bien représentées dans les grands lacs péri-alpins (Personnic *et al.* 2009, Domaizon *et al.* 2013, Zhong *et al.* 2013, Jacquet *et al.* 2016) ou d'autres écosystèmes (Stockner *et al.* 2000, Takasu *et al.* 2015) avec des proportions en termes de biomasse relative pouvant varier entre 10 et 70%. D'autres formes picoplanctoniques, appartenant aux eucaryotes (e.g. *Chlorella* spp), sont également présentes et souvent dénombrées comme un tout et inclus dans le nanophytoplancton. Dans la suite de ce rapport, seules les picocyanobactéries sont prises en compte.

Dans les écosystèmes pauvres à moyennement riches en nutriments (oligo- à faiblement eutrophe), les picocyanobactéries sont toujours observées et susceptibles de participer significativement, au moins à certains moments de l'année et en zone épilimnique, à la biomasse et production primaire totales, et donc au soutien de la production secondaire zooplanctonique (Ammini *et al.* 2014, Jacquet *et al.* 2016). Pour donner un ordre d'idées, les données acquises par S. Jacquet (INRAE CARRTEL) sur la période s'étalant de 2003 à 2020, montrent que la proportion des picocyanobactéries (en termes de biomasse) fluctue entre 3 et 45% de la biomasse phytoplanctonique totale dans le lac d'Annecy (oligotrophe depuis longtemps) mais n'excède pas 18% au lac du Bourget (oligo-mésotrophe depuis une dizaine d'année). La proportion de ce groupe peut occasionnellement être équivalente, voire dépasser celle des formes nano- et microphytoplanctoniques, en particulier au début du printemps et au milieu de l'été. Les picocyanobactéries sont par ailleurs susceptibles de réagir positivement au réchauffement de la masse d'eau, y compris en système oligo-mésotrophe, tout comme à certains xénobiotiques comme le glyphosate (Castro Berman *et al.* 2020).

Le groupe des picocyanobactéries (représentantes majeures du picophytoplancton) étant susceptibles d'être un indicateur trophique, fonctionnel et/ou en réponse aux changements globaux (e.g. la température), il est proposé au sein de ce chapitre de décrire l'évolution dans le Léman (i) des abondances de la communauté picocyanobactérienne, considérées à 6 profondeurs différentes (de la surface à 50 m de profondeur) et mises en relation avec les principaux facteurs environnementaux pour l'année 2020 ; (ii) des abondances moyennes des picocyanobactéries permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique depuis 2014 comparativement au phytoplancton total ; et (iii) la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton pour révéler et comparer l'importance des picocyanobactéries au sein des différents lacs péri-alpins.

2. METHODES

2.1 CYTOMETRIE EN FLUX

Les abondances picocyanobactériennes dans le Léman sont mesurées aux profondeurs suivantes : 2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m ainsi que sur un échantillon d'eau intégré 0-18 m (en lien avec le suivi phytoplanctonique classique – Rimet 2020).

L'analyse de ce compartiment biologique est rendue possible grâce à la cytométrie en flux, une technique qui permet de compter et d'étudier rapidement de nombreuses caractéristiques d'un grand nombre de cellules ou particules (plusieurs dizaines de milliers) placées en suspension dans un liquide et qui vont être considérées une par une. Empruntée au domaine médical et appliquée à l'Océanographie (dès les années 1985), la cytométrie en flux a notamment permis de découvrir l'organisme (procaryote) photosynthétique le plus petit et le plus abondant de l'océan mondial (e.g. *Prochlorococcus*, Chisholm *et al.* 1988) et aussi le plus petit eucaryote photosynthétique,

Ostreococcus tauri (Courties *et al.* 1994). Depuis cette époque, cette technique est devenue incontournable et constitue un outil d'analyse rapide et fiable particulièrement bien adapté au comptage et à l'étude des petits organismes phytoplanctoniques, bactériens et viraux en milieux marin et d'eau douce. Le principe de fonctionnement est basé sur la mise en suspension des cellules ou particules que l'on veut étudier dans un milieu liquide. Les cellules sont poussées par un fluide liquide, ici de l'eau milliQ, à travers un système de pompe et envoyées une à une (après leur alignement) devant un (ou plusieurs) faisceau(x) laser qui permet(tent), en plus de les compter, de mesurer ou d'évaluer certains paramètres cellulaires : taille, volume, granulométrie, fluorescence, etc. Différents paramètres vont donc être observés : la lumière diffractée, mesurée en face du rayon laser, permet d'évaluer la taille des cellules (FSC) ; la lumière diffractée, mesurée sur le côté à 90° (SSC) donne une mesure de la granularité de la cellule qui correspond à la complexité de la cellule (densité des organites, irrégularités internes ou de surface). Ces deux paramètres (FSC et SSC) sont donc globalement proportionnels à la taille et à la complexité des cellules. Cela permet un premier tri des catégories cellulaires, mais ne suffit pas pour une reconnaissance précise. Pour le phytoplancton, la chlorophylle, la phycocyanine (PC) ou encore la phycoérythrine (PE) sont des pigments qui permettent de discriminer différentes populations et c'est la fluorescence de ce dernier type de pigment (PE), associé à des valeurs relativement faibles pour le FSC ou SSC, qui permettent de reconnaître sans ambiguïté les picocyanobactéries (Fig. 1). Les intensités lumineuses mesurées sont très faibles, les détecteurs utilisés sont des photomultiplicateurs. L'appareil est relié à un ordinateur qui enregistre les données et affiche les résultats des mesures. L'analyse finale peut être opérée sur son propre PC à partir de logiciels dédiés.

2.2 ANALYSE STATISTIQUE

Une analyse en composantes principales (ACP) est proposée à partir d'un nombre limité de variables prises aux profondeurs suivantes (2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m) afin de déterminer les facteurs principaux intervenant dans la distribution et la dynamique observées de la communauté des picocyanobactéries. Le seuil de significativité des corrélations a été fixé à 99%.

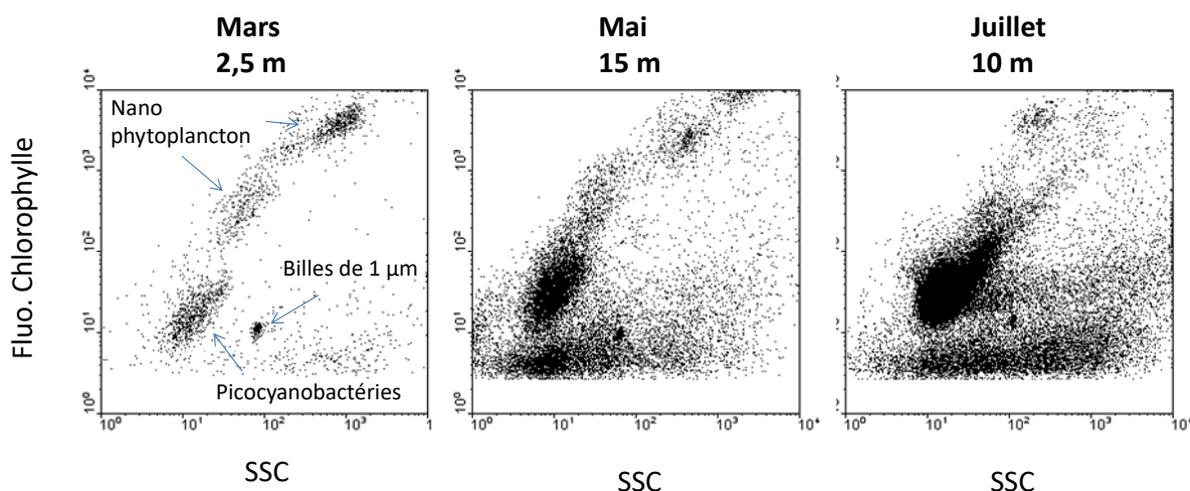


Figure 1 : Exemples de cytogrammes (représentations biparamétriques) révélant notamment la communauté des picocyanobactéries à différentes profondeurs et dates dans le Léman. SSC signifie side scatter et correspond à un paramètre relatif à la taille, à la forme et à l'indice de réfraction des cellules.

Figure 1 : Examples of cytograms (biparametric representations) showing the picocyanobacterial community for different depths at different periods of the year in Lake Geneva. SSC corresponds to Side Scatter and is a proxy of cell size, shape and refractive index.

3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2020

La dynamique de la communauté picocyanobactérienne révèle une saisonnalité marquée avec des concentrations cellulaires augmentant pendant le printemps et l'été, mais aussi au début de l'automne, avant de diminuer à la fin de l'automne et en hiver. Comme pour les années précédentes, les valeurs maximales ont été observées de mi-juillet à fin août, avec plus de 10^5 cellules/mL (Fig. 2). En 2020, les concentrations cellulaires les plus élevées (i.e. $>10^5$ cellules/mL) ont été enregistrées une fois à 15 m le 30 juin, puis à 2,5, 10 et 15 m le 20 juillet. En août, les concentrations restent élevées dans la zone euphotique mais ne dépassent jamais ce seuil des 100 000 cellules/mL. En 2020, les concentrations avec plus de 10^5 cellules/mL ont donc été enregistrées sur une fenêtre temporelle assez serrée alors qu'elle était plus étalée en 2019 (entre juin et octobre). La concentration cellulaire des picocyanobactéries reste bien visible et marquée toute l'année sur la tranche d'eau 0-50 m.

En considérant la valeur intégrée 0-18 m afin de pouvoir la comparer à l'ensemble du phytoplancton, la proportion des picocyanobactéries en termes de biomasse phytoplanctonique totale était de 5,7 % en 2020 (une valeur comparable à celles de 2018 et 2019) contre 18,8 % pour le nano- (en légère hausse par rapport à 2019) et 75,5 % pour le microphytoplancton (en légère baisse par rapport à 2019). Comparativement, les proportions picocyanobactériennes en 2020 ont été de 17,3 % et 14,1 % aux lacs du Bourget et d'Annecy, respectivement, des valeurs qui restent très modestes notamment pour le lac d'Annecy.

Dans le détail, les picocyanobactéries ont représenté jusqu'à 20 à 25 % de la biomasse phytoplanctonique totale de fin juin à fin juillet (cette valeur maximale observée étant comparable à celle du mois d'août 2018 (22%) mais très inférieure à celle de 2016, soit 40% enregistré le 24 août).

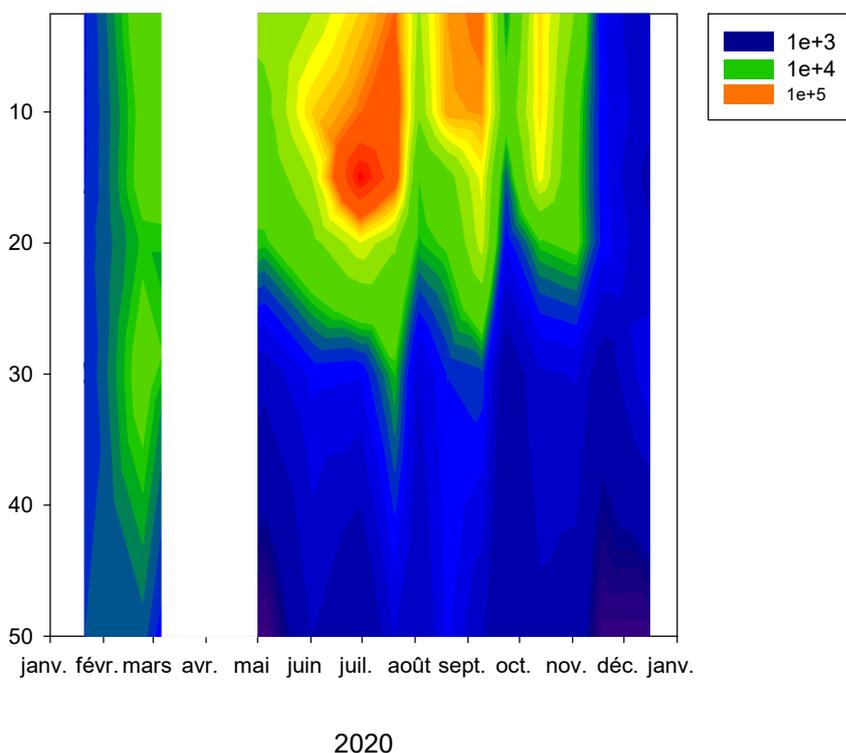


Figure 2 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries (en cellules / mL) en 2020 entre la surface et 50 m de profondeur dans le Léman à la station SHL2. L'échelle proposée est la suivante: 1e+2= 100 ; 1e+3= 1000 ; etc.

Figure 2 : Distribution and dynamics of picocyanobacteria (in cells / mL) in 2020 between surface and 50 m deep in Lake Geneva at SHL2. The scale for the numbers is as follows: 1e+2= 100 ; 1e+3= 1000 ; etc.

Une analyse en composantes principales pour déterminer les liens existants entre certains facteurs environnementaux et la dynamique, ainsi que la distribution de cette communauté (notée « picocyanos » ci-dessous) a été proposée pour l'année 2020 (n=84 ; Fig. 3). La variance totale expliquée à partir des deux principaux axes est relativement élevée, soit 67,2 %, comparable à 2019. On constate que la température (notée Temp) reste un facteur clef ($r=0,68$; $p<0,01$; comme en 2019), ce que des expériences au laboratoire avec des cultures de picocyanobactéries isolées des grands lacs péri-alpins ont confirmé avec un optimum de croissance entre 20 et 25°C (Reymann & Jacquet, 2015). La variable « profondeur », notée « prof », peut être considérée comme un indicateur de la lumière et une relation négative existe entre les picocyanobactéries et la profondeur ($r=-0,66$; $p<0,01$). Comme les années précédentes, il n'existe pas de relations marquées entre les nutriments phosphorés et les picocyanobactéries. On note toutefois une relation positive faible avec l'ammonium ($r=0,36$; $p<0,01$) mais plus élevée et négative avec les nitrates ($r=-0,58$; $p<0,01$), des relations qui étaient exactement les mêmes mais inversées en 2019, sans qu'il soit aisé de les expliquer facilement. Ce dernier résultat ne pouvant pas être interprété sans expériences au laboratoire, une étude a été menée en 2019 (et sera reconduite en 2021) consistant à enrichir des échantillons naturels prélevés dans différents lacs, dont le Léman, avec différentes concentrations en nitrates. Il s'est avéré que la croissance des picocyanobactéries était fortement stimulée par l'ajout de NO_3 (Guilmoit & Jacquet, 2020) suggérant le caractère limitant de cette ressource. La communauté des picocyanobactéries est donc susceptible d'être un bon indicateur de perturbation trophique et/ou écologique.

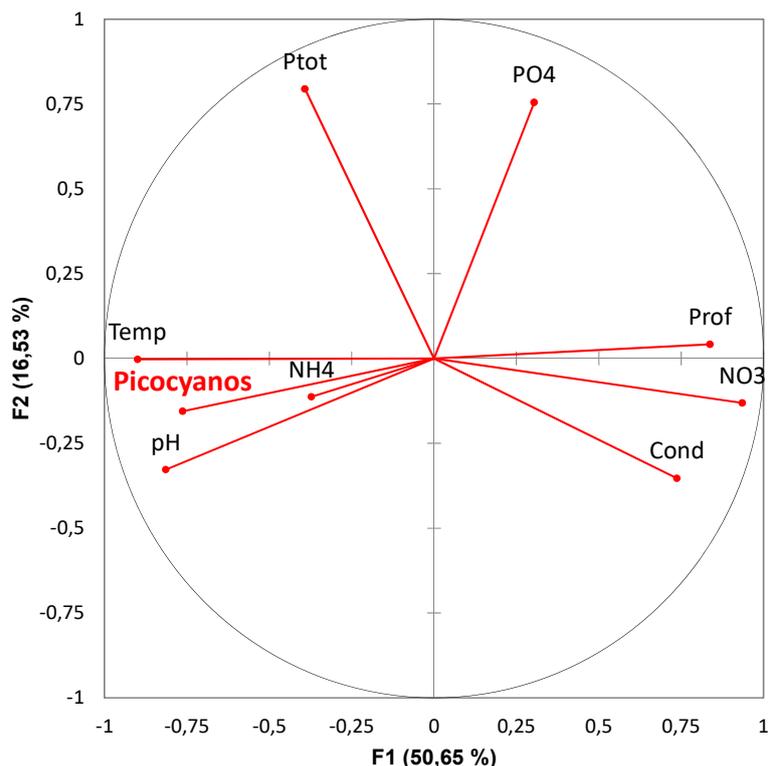


Figure 3 : Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec quelques paramètres sur l'ensemble de l'année 2020, dans le Léman, à la station SHL2. La variance totale expliquée est de 67,2%.

Figure 3 : Principal Component Analysis with a selection of a few parameters in 2020 at SHL2. The total variance is about 67.2%.

4. EVOLUTION DEPUIS 2014

Les concentrations annuelles moyennes des picocyanobactéries sur la zone 2,5-20 m ou 0-18 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces fortes valeurs comparativement aux autres groupes phytoplanctoniques en général, sont surtout observées autour de la période estivale, les concentrations maximales étant observées de juillet à octobre (Fig. 4). En 2019, on notait toutefois une baisse assez marquée des abondances des picocyanobactéries sur la zone 0-18 m, à relier peut-être à un échantillonnage trop espacé et n'ayant pas permis d'obtenir le pic de concentration estivale. 2020 ressemblant à 2019, les mêmes raisons peuvent être évoquées pour expliquer cette dynamique en plus du manque de données sur la période mars-avril.

En 2017, une période de développement étroite et concentrée sur la période estivale avait été observée (surtout en août). En 2018 et 2019, de fortes abondances cellulaires ont aussi été observées plus tard dans l'année, en octobre, peut-être à rapprocher avec les températures de plus en plus clémentes de fin d'année. Ce ne fut toutefois pas le cas en 2020.

La distribution des picocyanobactéries révèle sur les 7 dernières années que la zone où leur abondance (exprimée en nombre de cellules par mL) est la plus forte reste la zone épilimnique (0-15 m), probablement à relier majoritairement à la quantité de lumière et aux températures élevées en proche surface, des paramètres pour lesquels cette communauté montre une sensibilité marquée (Fig. 5).

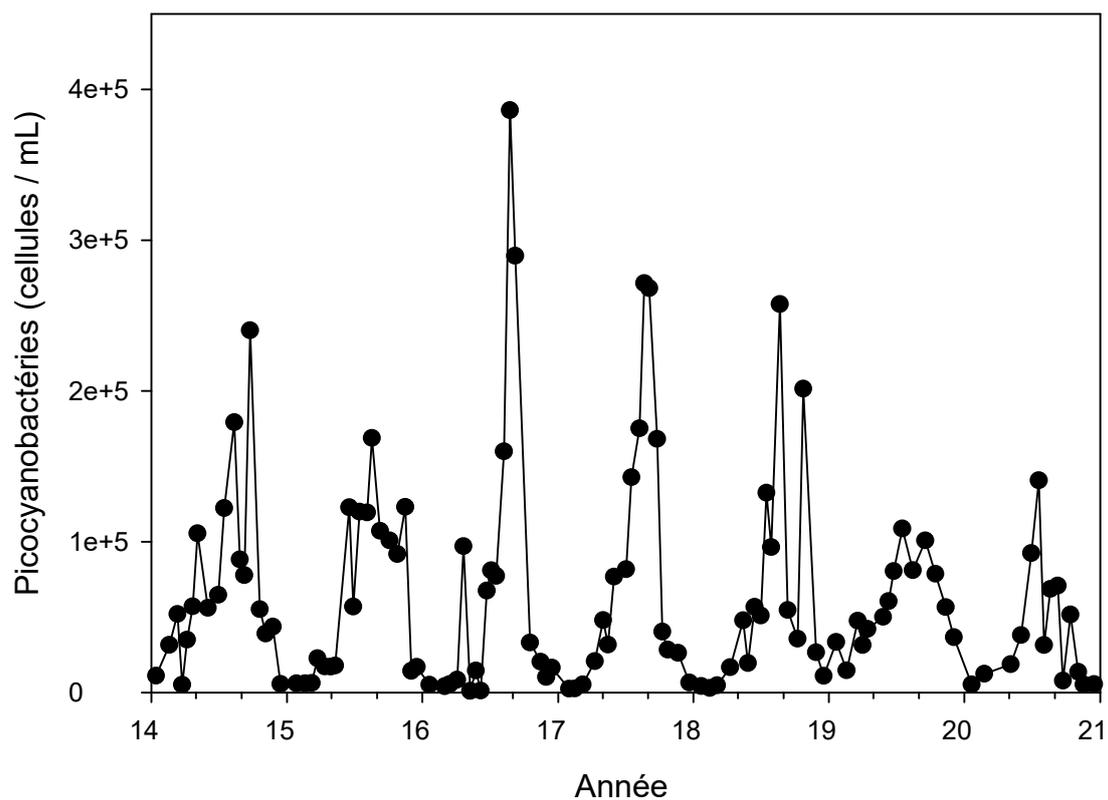


Figure 4 : Evolution des concentrations moyennes de picocyanobactéries (en cellules/mL) entre 2,5 et 20 m de 2014 à 2020 inclus, dans le Léman à la station SHL2

Figure 4 : Mean values of picocyanobacterial concentrations (in cells/mL) between 2.5 and 20 m depth from 2014 to 2020, at SHL2.

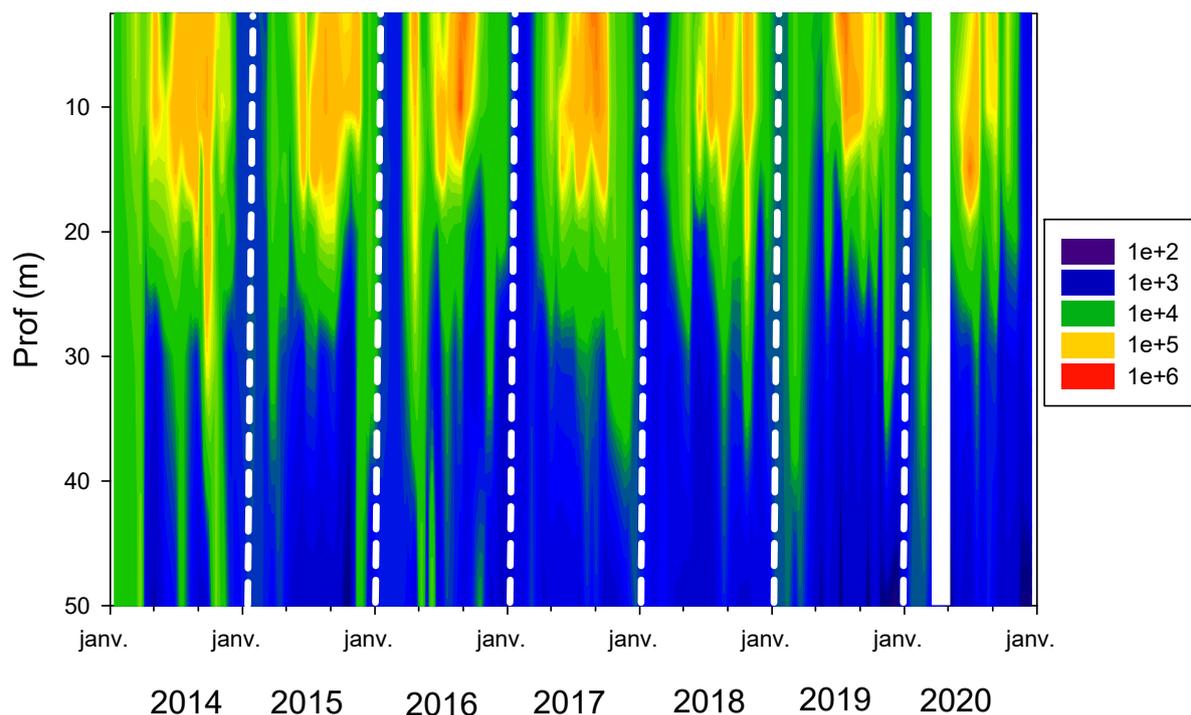


Figure 5 : Evolution des concentrations de picocyanobactéries entre 2.5 et 50 m, de 2014 à 2020 inclus, dans le Léman à la station SHL2.

Figure 5 : Picocyanobacterial concentrations between 2.5 and 50 m depth from 2014 to 2020, at SHL2.

Sur la période de 2014 à 2020, la proportion annuelle (en termes de biomasse) des picocyanobactéries fluctue entre 5,6 (en 2014) et 10,1% (en 2016) révélant des disparités entre les années (Fig. 6). L'année 2020 ressemble aux années précédentes (2017 à 2019) avec une proportion significativement plus basse que 2016 et comparable à 2014, autour des 6-7%. Il est à rappeler ici que deux mois de données ont manqué (mars-avril). Le suivi à long terme de cette communauté doit se poursuivre pour permettre de confirmer (i) que la proportion picoplanctonique augmentera majoritairement avec la réoligotrophisation du lac mais aussi possiblement avec le réchauffement de ses eaux (une hypothèse qui mériterait d'être testée en parallèle en conditions contrôlées de laboratoire) et (ii) que ce groupe indiquera une évolution du niveau trophique et de qualité des eaux du lac associées à un changement de son fonctionnement écologique.

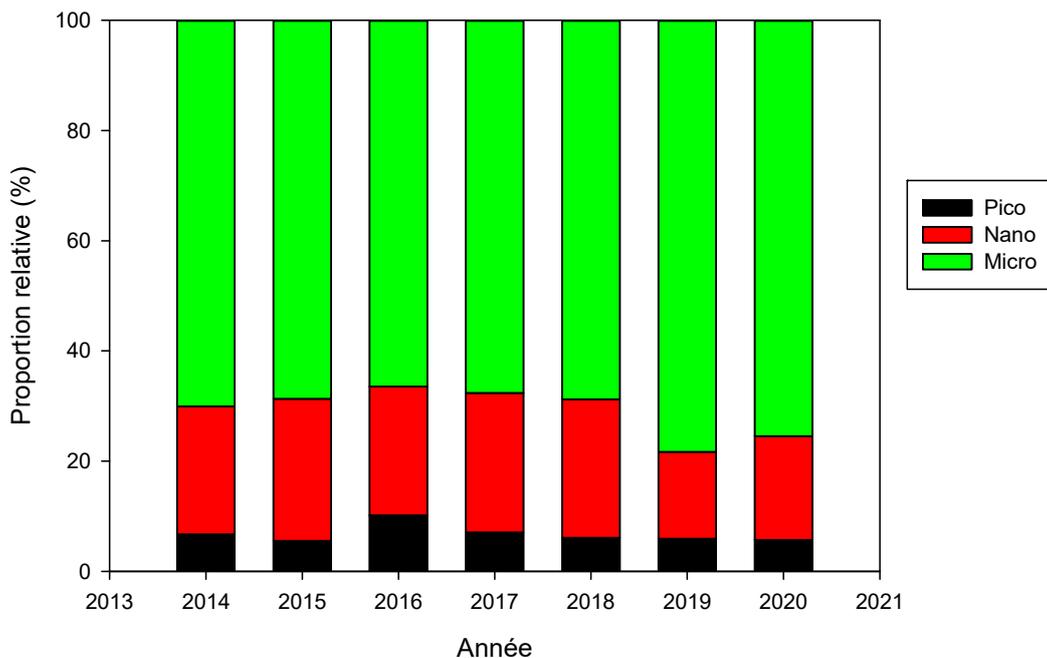


Figure 6 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le Léman à la station SHL2 pour la période 2014-2020 entre 0 et 18 m.

Figure 6 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lake Geneva at SHL2 for the period 2014-2020.

La comparaison avec les deux autres lacs permet de constater, sur la période 2014-2020, une plus forte concordance pour le picoplancton entre les lacs Léman (mésotrophe) et du Bourget (oligo-mésotrophe), comparativement à celui d'Annecy qui est oligotrophe depuis longtemps (Fig. 7).

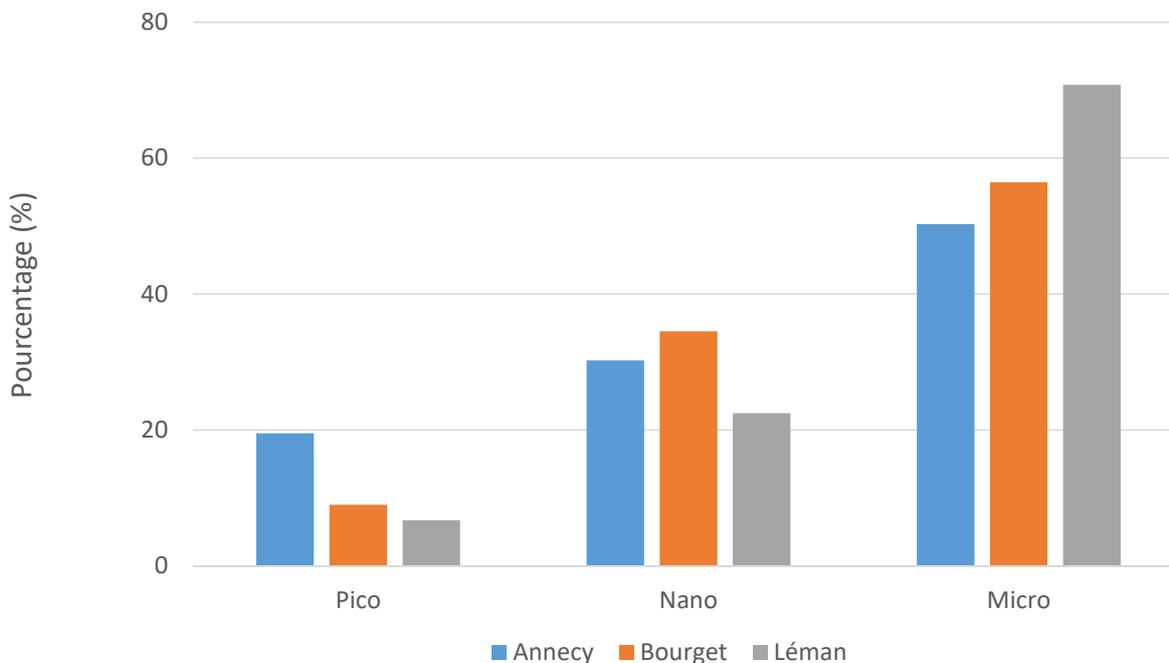


Figure 7 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget pour la période 2014-2020.

Figure 7 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lakes Annecy, Bourget and Geneva for the period 2014-2020.

5. CONCLUSIONS

Le picophytoplancton, majoritairement représenté par les picocyanobactéries, est une composante majeure du phytoplancton présente dans le Léman toute l'année et à toutes les profondeurs. En plus de son rôle fonctionnel dans la production primaire globale ou en tant que communauté proie potentielle pour le zooplancton uni- et pluricellulaire, ce compartiment biologique est susceptible d'être un marqueur important de l'état de santé de l'écosystème. Ainsi, le suivi détaillé de ce compartiment sur le long terme devrait permettre de confirmer que ce groupe est un indicateur clef de l'évolution du statut trophique de l'écosystème mais aussi de sa réponse au réchauffement climatique, c'est-à-dire à l'augmentation des températures des eaux de surface.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Ammini P, Zhong X, Angia Sriram PR, Jacquet S. 2014. Dynamics of auto- and heterotrophic picoplankton and associated viruses in Lake Geneva. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion* 18, 1073-1084
- Castro Berman M, Llamas ME, Minotti P, Fermani P, Quiroga MV, Ferraro MA, Metz S, Zagarese HE. 2020. Field evidence supports former experimental claims on the stimulatory effect of glyphosate on picocyanobacteria communities. *Science of the Total Environment* 701, 134601
- Chisholm SW, Olson RJ, Zettler ER, Goericke R, Waterbury JB, Welschmeyer NA. 1988. A novel free-living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. *Nature* 334, 340-343
- Courties C, Vaquer A, Trousselier M, Lautier J, Chrétiennot-Dinet MJ, Neveux J, Machado C, Claustre H. 1994. Smallest eukaryotic organism. *Nature* 370, 255
- Domaizon I, Savichtcheva O, Debroas D, Arnaud F, Villar C, Pignol C, Alric B, Perga ME. 2013. DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of *Synechococcus* assemblages. *Biogeosciences* 10, 3817-3838
- Guilmot S, Jacquet S. 2020. Le picoplancton: Vers un nouveau bio-indicateur global lacustre (PICOMIL). Rapport du pôle ECLA.
- Jacquet S., Barbet D, Barbier C, Cachera S, Colon M, Espinat L, Girel C, Guillard J, Hamelet V, Hustache JC, Lacroix D, Laine L, Leberre B, Neasat J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F. 2016. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. Rapport INRA-CISALB-CALB, 205 pages
- Personnic S, Domaizon I, Dorigo U, Berdjeb L, Jacquet S. 2009. Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. *Hydrobiologia* 627, 99-111
- Pomati F, Shurin JB, Andersen KH, Tellenbach C, Barton AD. 2019. Interacting temperature, nutrients and zooplankton grazing control phytoplankton size-abundance relationships in eight Swiss Lakes. *Frontiers in Microbiology* 10, 3155
- Reymann Q, Jacquet S. 2015. Importance des facteurs environnementaux sur la croissance, la dynamique et la distribution des picocyanobactéries lacustres. Master 2 Biologie des micro-organismes spécialité micro-organismes, Université de Strasbourg
- Rimet F. 2018. Le phytoplancton du Léman. Rapport CIPEL pour l'année 2017
- Stockner J, Callieri V, Cronberg G. 2000. Picoplankton and other non-bloom-forming cyanobacteria in lakes. Dans *The Ecology of Cyanobacteria* pp 195-231
- Takasu H, Ushio M, LeClair JE, Nakano S. 2015. High contribution of *Synechococcus* to phytoplankton biomass in the aphotic hypolimnion in a deep freshwater lake (Lake Biwa, Japan). *Aquatic Microbial Ecology* 75, 69-79
- Zhong X, Berdjeb L, Jacquet S. 2013. Temporal dynamics and structure of picocyanobacteria and cyanomyoviruses in two large and deep peri-alpine lakes. *FEMS Microbiology Ecology* 86, 312-326

BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN

CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE, Frédéric RIMET et Pascal PERNEY

INRAE-UMR CARTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

La dynamique saisonnière des concentrations de chlorophylle *a* en 2020 a montré un redémarrage de croissance dès le mois de février, correspondant à une augmentation de production primaire et à une baisse de la transparence dans la couche supérieure de la colonne d'eau. Les concentrations de chlorophylle *a* mesurées en mai ont été plus élevées que celles mesurées en été, où, malgré une hausse de la production primaire, on a observé une baisse de biomasse chlorophyllienne à la suite d'un pic de développement du zooplancton. A l'échelle interannuelle, les concentrations moyennes de chlorophylle *a* en été 2020 ont été plus faibles que celles observées en 2018 et 2019. La tendance à la baisse observée au cours des dernières années est confirmée, bien que les valeurs restent proches de celles observées depuis le début du suivi.

En revanche, la production primaire moyenne a été plus élevée en été. En automne les pics de production primaire ont été plus élevés que ceux observés dans les années précédentes en raison d'une production primaire soutenue notamment en septembre.

Au cours des cinq dernières années, on a observé en printemps une diminution des valeurs de chlorophylle *a* et de production primaire, alors que l'inverse a été observé en automne avec une augmentation des concentrations de chlorophylle *a* et de l'activité photosynthétique.

ABSTRACT

In 2020 chlorophyll *a* concentration started to increase in February, corresponding to lowering transparency values in the surface layer. The increase in chlorophyll *a* at this time corresponded to the reestablishment of the primary production in February, after the low winter activity. Chlorophyll *a* average values in summer were lower than in spring and autumn, following a zooplankton peak. The long-term pattern confirmed the decreasing values during the last years; the values were lower in 2020 compared to 2018 and 2019, although still similar to the values measured at the beginning of the survey.

For the primary production we observed a different pattern and the average values were higher in summer, although the year maximum was reached in September.

During the last five years, chlorophyll *a* and primary production had lowered during spring time, while the opposite was observed during autumn, the chlorophyll *a* concentration and photosynthetic activity increased during the last years.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de concentration en chlorophylle *a* (utilisée comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique) et de production primaire mesurées à la station SHL2 du Léman au long de l'année 2020. L'évolution interannuelle de ces mêmes paramètres (chlorophylle *a* et production primaire) est également présentée pour comparaison pour la période 2015-2020.

2. METHODES

L'échantillonnage a été réalisé aux profondeurs habituelles de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m pour la chlorophylle *a* et de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15 et 20 m pour la production primaire. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc standard. Quinze campagnes ont été effectuées en 2020, mensuelles pendant les mois de janvier, février, mai, août, octobre, novembre et décembre et bimensuelles pendant les autres mois. Exceptionnellement en 2020 les échantillonnages ont dû être interrompus en mars et avril à cause du confinement imposé par la pandémie COVID-19.

La concentration en chlorophylle *a* a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en chlorophylle *a* (ici notée ChIA) a été calculée suivant l'équation de STRICKLAND & PARSONS (1968) à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes : 750, 665 ; 645 et 630nm (Norme NF T90-117 AFNOR, 1999). L'adoption de la méthode de SCOR-UNESCO depuis 2013 nécessite de mesurer en plus l'absorbance à 410 nm, correspondant aux phéopigments, dans l'objectif de corriger la concentration brute pour la dégradation de la chlorophylle (notée Chla, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne <3%, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (ChIA et Chla) sont intimement corrélées (test de corrélation linéaire comparant toutes les mesures pour la période 2013-2020: $R^2 = 0.92$, $p < 0.001$). Les mesures de Chla sont donc présentées pour le suivi de l'année 2020 et l'évolution comparative avec les mesures de production primaire à partir de l'année 2015 sur les eaux de surface 0-20 m. L'évolution interannuelle des biomasses chlorophylliennes a été quantifiée à partir des valeurs moyennes de ChIA sur les eaux de surface 0-30 m et présentée pour la période 1976-2020.

La production primaire (PP) a été mesurée selon le protocole établi en 2014 (PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), par la méthode d'incubation et d'incorporation du $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$. Les valeurs sont exprimées en quantité de C fixée par litre et par heure ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE

Les concentrations moyennes pondérée en fonction de l'épaisseur des couches et maximales en chlorophylle *a* (Chla) mesurées sur les 30 premiers mètres (figure 1a) ont présentées des valeurs faibles en janvier et une augmentation dès le mois de février. Au mois de mai, à la reprise des échantillonnages après le confinement, la croissance de biomasse chlorophyllienne avait déjà démarré. Un premier pic de production a été atteint à ce moment ($12.13 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$, figure 1b), localisé à 5 m de profondeur (figure 2), concomitant à une baisse importante de transparence et correspondant à la période de croissance de diatomées centriques unicellulaires (RIMET, ce rapport).

Cette augmentation de biomasse chlorophyllienne a été suivie pendant l'été par des fluctuations de croissance, en raison d'un pic d'abondance zooplanctonique (RASCONI et al 2021, ce rapport). La biomasse phytoplanctonique est drastiquement réduite pendant cette période (RIMET 2021, ce rapport), notamment les diatomées de petite taille qui constituent une des sources de nourriture préférée par le zooplancton. Cependant, la baisse de concentration de chlorophylle *a* ne correspond pas à une baisse de production primaire et les valeurs de production plus hauts de l'année ont été enregistrées pendant la période juillet-septembre entre 2.5 et 7.5 m de profondeur. Le pic maximum ($28.2 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$) a été enregistré le 23 septembre à la profondeur de 5 m. La composition du phytoplancton peut expliquer ces faibles concentrations de Chla alors que la production est élevée. Le pic maximum de biomasse phytoplanctonique a été observé au mois de septembre, composé principalement de Dinophycées (RIMET 2021, ce rapport), des espèces caractérisées par la présence de pigments photosynthétiques autres que la chlorophylle *a*, tels que les caroténoïdes.

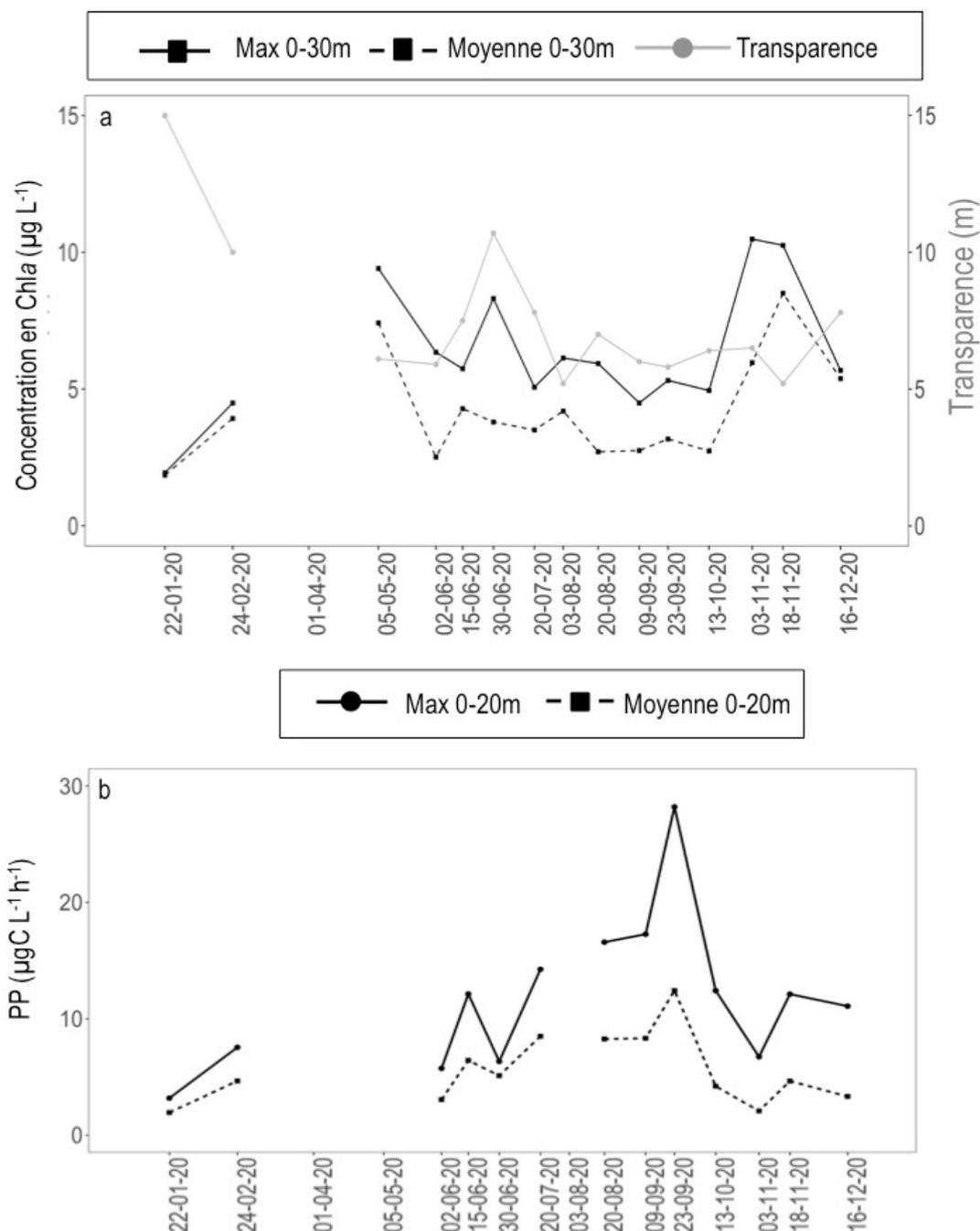


Figure 1: Evolution annuelle a. des concentrations maximales et moyennées en Chla des eaux de surface 0-30 m et b. de la production primaire maximale et moyenne des eaux de surface 0-20 m (Léman, SHL2).

Figure 1: 2020 annual dynamic of a. averaged and maximum Chl a concentration measured between 0 and 30 m and b. averaged and maximum primary production measured between 0 and 20 m (Lake Geneva, SHL2).

L'automne 2020 présente une phase de forte croissance phytoplanctonique et les valeurs de Chla enregistrées ont été particulièrement élevées en novembre (figure 2). Le pic le plus important ($10.4 \mu\text{g L}^{-1}$) a été mesuré le 3 novembre, composé principalement de Cyanobactéries et Diatomées (RIMET 2021, ce rapport). Cette augmentation de biomasse chlorophyllienne s'accompagne d'une augmentation de la production primaire dans les couches superficielles. A cette même période, une population zooplanctonique relativement abondante est également observée (RASCONI et al 2021, ce rapport).

La période hivernale s'est amorcée en décembre, les concentrations en chlorophylle *a* ont été à ce moment nettement plus faibles que celles observées les mois précédents. Une augmentation de la transparence et une baisse de la population zooplanctonique (RASCONI et al 2021, ce rapport) ont également été observées.

En 2020, des taux de production primaire plutôt élevés ont été enregistrés pour la période hivernale. Ils peuvent s'expliquer par une biomasse phytoplanctonique également élevée pour cette période, caractérisée par la présence d'algues filamenteuses telles que *Planktothrix rubescens* et *Mougeotia gracillima* (RIMET 2021, ce rapport).

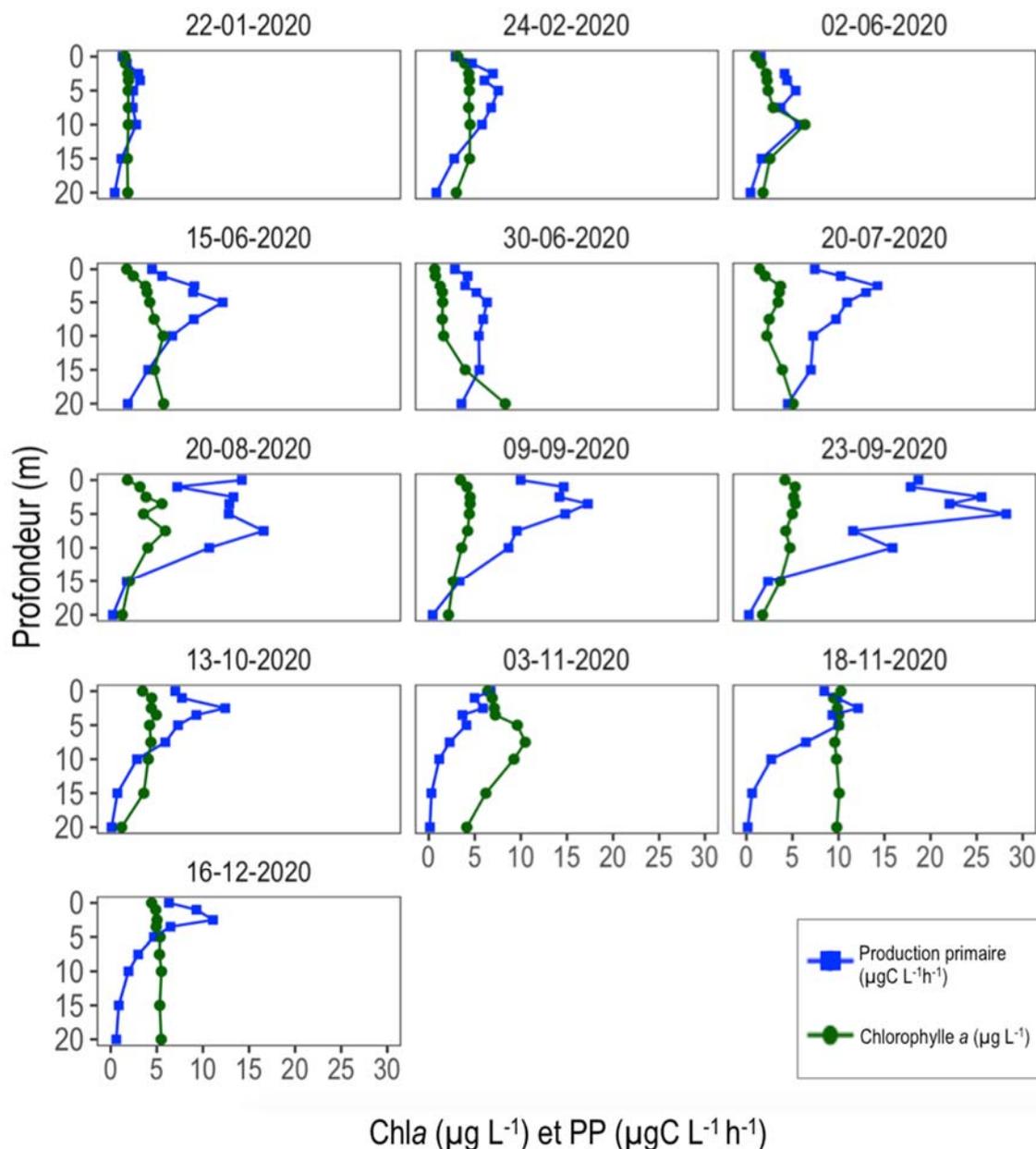


Figure 2: Profils verticaux de production primaire (bleu) et chlorophylle *a* (vert) enregistrés à la station SHL2, en 2020.

Figure 2: Primary production (blue line) and chlorophyll *a* concentration (green line) measured during 2020 (Lake Geneva, SHL2)

3.2 DYNAMIQUE INTERANNUELLE

La production primaire (figure 3) au printemps (mars-mai) en 2020 n'a pas pu être mesurée à cause de l'interruption des échantillonnages. La Chla n'a été mesurée qu'en mai. Pour cette année exceptionnellement, seules les valeurs du mois de mai ont été comparées avec celles des années précédentes pour éviter que la moyenne ne soit surestimée par le manque des mesures en mars et avril. La concentration en chlorophylle *a* en 2020 a présenté des valeurs plus élevées par rapport à 2019 mais comparables aux années précédentes (moyennes 2015-2018: 6.03 $\mu\text{gC L}^{-1}\text{h}^{-1}$, 2019: 2.33 $\mu\text{gC L}^{-1}\text{h}^{-1}$ et 2020: 6.44 $\mu\text{gC L}^{-1}\text{h}^{-1}$).

Pendant la période estivale (juin- août 2020) nous avons observé une baisse de la concentration en Chla mais une augmentation importante de la production primaire. Les valeurs moyennes de chlorophylle *a* ont été de 4.4 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2019 contre 3.6 $\mu\text{g L}^{-1}$ en 2020. En revanche, nous avons observé une tendance opposée pour la production, avec des valeurs moyennes de 3.6 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ en 2019 contre 7.0 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ mesurées en 2020. En période d'automne (septembre-novembre), les valeurs en chlorophylle *a* et production primaire ont confirmé la tendance à l'augmentation observée depuis 2017, avec des valeurs supérieures en 2020 comparées aux valeurs en 2019 (respectivement 3.2 et 5.7 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour la Chla et 4.2 et 6.3 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ pour la production primaire).

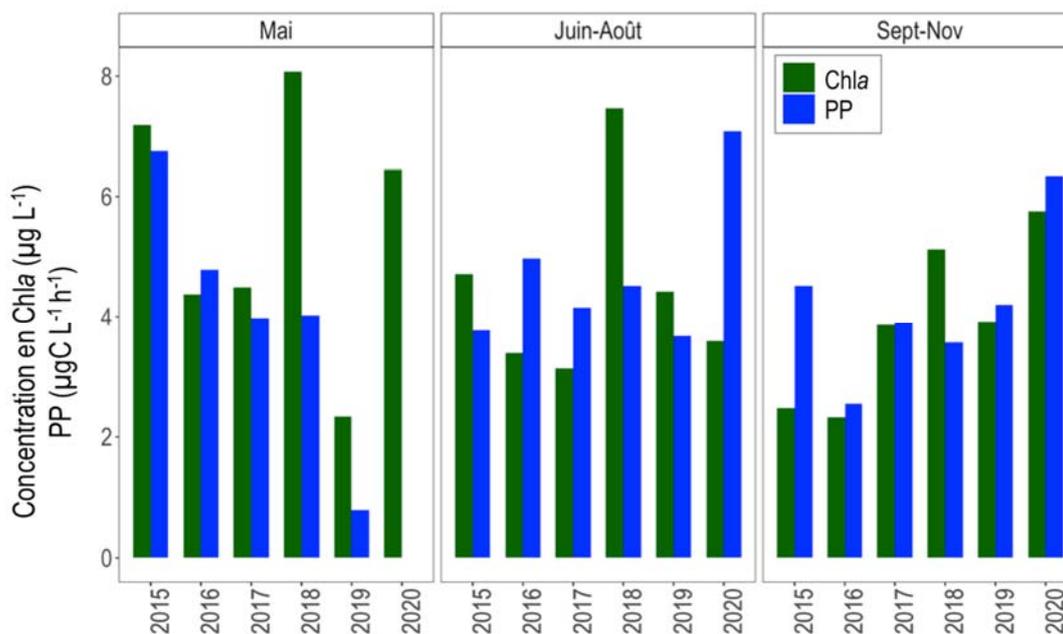


Figure 3: Evolution interannuelle des moyennes saisonnières sur 20 m des concentrations en Chla et de production primaire (PP), mesurées à la station SHL2

Figure 3: Interannual seasonal averages of Chla concentration and primary production measured at the depth 0-20 m (Lake Geneva, SHL2).

Sur une période plus longue, les moyennes annuelles en chlorophylle *a* (calculées de février à novembre pour éviter les valeurs manquantes) mesurées avec la méthode Strickland Parsons (ChIA) et pondérées sur les 30 premiers mètres de profondeur, ont présenté des fluctuations interannuelles visibles sur le long terme (figure 4). Suite à une période d'augmentation des valeurs pendant les années 1980 jusqu'à la moitié des années 1990, une diminution depuis fin des années 90s est observée. Les valeurs depuis 2008 sont au-dessous de la valeur correspondant à la moyenne calculée sur la période 1976-2020 (3.96 $\mu\text{g L}^{-1}$). Seule la valeur moyenne de chlorophylle *a* observée en 2018 était plus élevée que celles relevées les années depuis 2008. Les concentrations mesurées en 2019 et 2020 sont également moins élevées que celles mesurées depuis 2008 et un retour à des concentrations annuelles au-dessous de la valeur moyenne est observée.

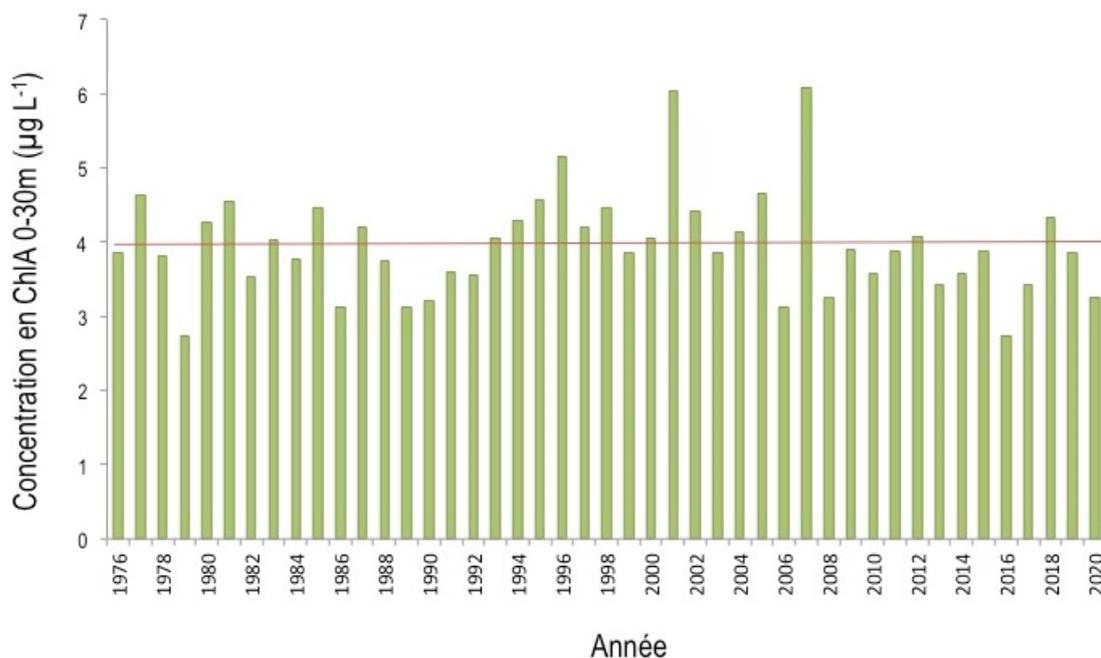


Figure 4 : Evolution entre 1976 et 2020 des moyennes annuelles pondérées sur les 30 premiers mètres de profondeur des concentrations en chlorophylle *a* mesurées selon la méthode Strickland Parsons de février à novembre (Léman, SHL2). La ligne horizontale indique la valeur correspondant à la moyenne calculée pour toute la période ($3.96 \mu\text{g L}^{-1}$)

Figure 4 : Long-term dynamic (1976-2020) of chl a concentrations measured with the Strickland Parsons method. Values are the average of the concentrations measured at every depth weighted for the layer-thickness from February to November (Lake Geneva, SHL2). The red line indicates the average value on the entire period ($3.96 \mu\text{g L}^{-1}$).

Les concentrations de chlorophylle *a* en 2020 ont été plus faibles que celles mesurées les années précédentes, confirmant la tendance à la baisse observée au cours des dernières années. En revanche, la production primaire moyenne a été plus élevée notamment en été et en automne. Au cours des dernières années, on a observé un changement dans la dynamique saisonnière, avec une diminution des valeurs de chlorophylle *a* et de production primaire en printemps, suivie par des valeurs en augmentation en automne.

4. BIBLIOGRAPHIE

PERGA ME, TADONLEKE R et PERNEY P (2015). Mesures de la production primaire : Transition des protocoles 14C - 13C. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014. 163-171 pp.

RASCONI S, ANNEVILLE O et LAINE L (2021). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.

RIMET F (2021): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.

STRICKLAND JDH et PARSONS TR (1968). A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINE

INRAE-UMR CARTELE, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2020 a été dominé par les copépodes calanoïdes, dont *Eudiaptomus gracilis* était le seul représentant. En fin d'hiver (janvier et février), les abondances étaient faibles. Le développement printanier n'a pas pu être suivi en raison de l'interruption des échantillonnages en mars et avril due à la pandémie COVID-19. À la reprise au mois de mai, un premier pic formé principalement de calanoïdes et cyclopoïdes est observé. Les abondances de ces deux groupes sont restées importantes pendant tout l'été et le pic maximum a été atteint fin août. Un troisième pic d'abondance a été atteint en novembre représentés par les cladocères herbivores daphniidés. Les cladocères carnivores ont été plus abondants à partir de la fin de la saison estivale avec un maximum pour les *Leptodora* à la fin du mois d'août et pour *Bythotrephes* au mois de novembre.

À l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse remarquée depuis les dernières années. Une réduction des effectifs pour la plupart des groupes zooplanctoniques est remarquée, notamment pour les cladocères herbivores qui montrent une tendance constante à la baisse depuis 2014. Leurs effectifs étaient particulièrement faibles en 2020. Le seul groupe qui a présenté des valeurs d'abondance plus élevées en 2020 par rapport à l'année précédente était le cladocère carnivore *Leptodora*.

La communauté des rotifères a présenté un pic d'abondance en juin et s'est maintenue pendant toute la période estivale. Elle était dominée par l'espèce *Polyarthra* sp. au printemps et *Keratella cochlearis* en été. *Pompholyx sulcata* a également été majoritaire pendant l'été et a atteint son pic d'abondance en août.

L'évolution interannuelle de l'abondance des larves des mollusques *Dreissena* sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, dès 2017, un changement dans la phénologie est observé certainement dû à l'arrivée de *Dreissena bugensis*. La présence des larves est ainsi observée durant les mois d'hiver déjà à partir de février.

ABSTRACT

The crustacean zooplankton of Lake Geneva was dominated in 2020 by the copepods calanoids, only represented by *Eudiaptomus gracilis*. During winter (January and February) the abundance was low. In this particular year, the sampling campaign had to be interrupted during March and April due to the COVID-19 pandemic and the total lockdown. The spring development was therefore not recorded and in May the calanoids and cyclopoids abundance was already high and reached a first peak. The values remained high during summer and the major peak was recorded at the end of August. A third abundance peak was reached in November, mainly represented by herbivorous cladoceran daphnids. The abundance of the carnivorous cladocerans increased towards the end of summer, the maximum of the *Leptodora* occurred at the end of August and the maximum of *Bythotrephes* in November.

The long term dynamic confirmed the downward trend observed during the last years for almost all the zooplankton groups. Notably the herbivorous cladocerans considerably decreased compared to the previous years. The only group that increased in 2020 compared to 2019 was the carnivorous cladocerans *Leptodora*.

The rotifers community was dominated during springtime by the species *Polyarthra sp.*, which was responsible for the peak of abundance recorded in June. During summer *Keratella cochlearis* and *Pompholyx sulcata* were the most abundant species, which peaked during August.

The interannual evolution of the mollusc larvae *Dreissena sp.* was stable during the year 2000s, and the presence was recorded only during summer. However, since 2017 a change in the phenology has been observed, most likely due to the appearance of the species *Dreissena bugensis*. The seasonal development is extended to the winter period as well and in 2020 *Dreissena sp.* was recorded as soon of February.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Il constitue un maillon majeur dans le fonctionnement de l'écosystème car il est à la fois un régulateur d'abondance du phytoplancton (Anneville et al. 2019) et une source de nourriture pour les consommateurs secondaires. Il représente donc un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctoniques aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, stade de vie (adultes vs nauplii), stratégies trophiques (herbivores vs carnivores), ainsi qu'en termes de qualité nutritionnelle pour les consommateurs. Il est donc très important d'effectuer un suivi complet et identifier les différents taxons, leurs traits fonctionnels et les interactions avec les autres compartiments du réseau pélagique. Ceci permet d'évaluer de manière approfondie le rôle du zooplancton dans les processus de fonctionnement de l'écosystème, tels que la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquent l'impact sur la qualité du milieu). Ou d'estimer la quantité de proies disponibles et leur qualité nutritionnelle pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que le poisson (et donc l'impact en termes de services écosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères (organismes filtreurs d'algues, bactéries et flagelles, dont la taille se situe entre 50 µm et 2000 µm) et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés herbivores et carnivores, dont la taille se situe entre 200 µm et 4000 µm) récoltés dans le domaine pélagique.

En 2020, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman est composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes sont représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes sont représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores sont représentés par des daphniidés (*Daphnia sp.*) et des bosminidés (*Eubosmina sp.*), les cladocères carnivores sont représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), *Keratella* (prédateur de flagellés hétérotrophes) et *Kellicottia* (filtreur de flagellés hétérotrophes), tous appartenant à la classe des rotifères Monogononta. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en janvier et en décembre où leur abondance est faible.

Un troisième groupe peut être observé dans les échantillons. Il s'agit des larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena sp.*). Ces organismes sont originaires de la région de la Mer Caspienne et sont désormais répandus dans les canaux et grands lacs européens (BIRNBAUM, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIX^e siècle. Ils ont été observés dans le Léman depuis les années 60 (BINDER 1965) où ils ont été transportés via les canaux de navigation (BOUQUEREL 2008). Parmi eux, deux espèces sont présentes dans les grands lacs alpins. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du 20^{ème} siècle, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis les années 1980, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est aussi apparue comme invasive et supplante progressivement la moule zébrée. Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga préfère des eaux plus profondes. Elle peut facilement croître en présence de faibles concentrations de nutriments et à basse température. La phénologie de ces deux espèces est différente (MCMAHON 1996). La moule quagga possède une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison de basse température.

Les données de dynamique saisonnière et les tendances interannuelles des organismes zooplanctoniques sont présentées dans ce chapitre. Ce document traite : (i) des biovolumes sédimentés des microcrustacés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons de microcrustacés et rotifères (iii) des tendances interannuelles observées sur les communautés de microcrustacés (iv) ainsi que l'évolution interannuelle de l'abondance saisonnière des larves du mollusque *Dreissena sp.*

2. METHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois de janvier, février, mai, octobre, novembre et décembre et bimensuel pendant les autres mois. Exceptionnellement en 2020, les échantillonnages ont dû être interrompus en mars et avril à cause du confinement imposé par la pandémie COVID-19. Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, située au milieu du lac. Les microcrustacés et rotifères ont été recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 µm et 64 µm. Les prélèvements ont été effectués par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été fixés au formol à 5% immédiatement après le prélèvement.

De retour en laboratoire, les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 µm (destiné au comptage des microcrustacés), ont été mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Les microcrustacés ont été ensuite dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon.

Les rotifères ont été dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 µm. Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1 ml ou 0.5 ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon a été mise à sédimenter dans une chambre de comptage planctonique (UTERMÖHL, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Le dénombrement a été fait à l'espèce ou au genre suivant les taxons.

Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

$$\text{Abondance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times (V_{\text{ech.total}} / V_{\text{ss.ech}}) \times (H_{\text{filtrée}} / V_{\text{filtré}})$$

Où : $N_{\text{ind.ss.ech}}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $V_{\text{ech.total}}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $V_{\text{ss.ech}}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{\text{filtrée}}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou la profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{\text{filtré}}$ est le volume filtré par le filet (4.81 m³).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

Le biovolume sédimenté était faible en janvier et février, les valeurs étaient plus hautes au mois de mai (figure 1a), en raison de l'augmentation des effectifs de calanoïdes qui ont atteint un premier pic d'abondance en printemps (figure 1b). Une diminution de la transparence apparaît également à cette période qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (RIMET, ce rapport). Le biovolume a continué d'augmenter jusqu'au mois de septembre où il a atteint le pic maximal. Après une diminution, les biovolumes sont restés élevés en novembre pour diminuer ensuite rapidement en fin d'année (figure 1a).

Tout comme dans les années précédentes (2018 et 2019), la communauté de microcrustacés est largement dominée par les calanoïdes (figure 1b). Parmi eux, les cyclopoïdes sont bien présents en été, où ils sont plus abondants que les cladocères. Cette tendance est inversée en fin d'année pour les mois d'octobre et novembre.

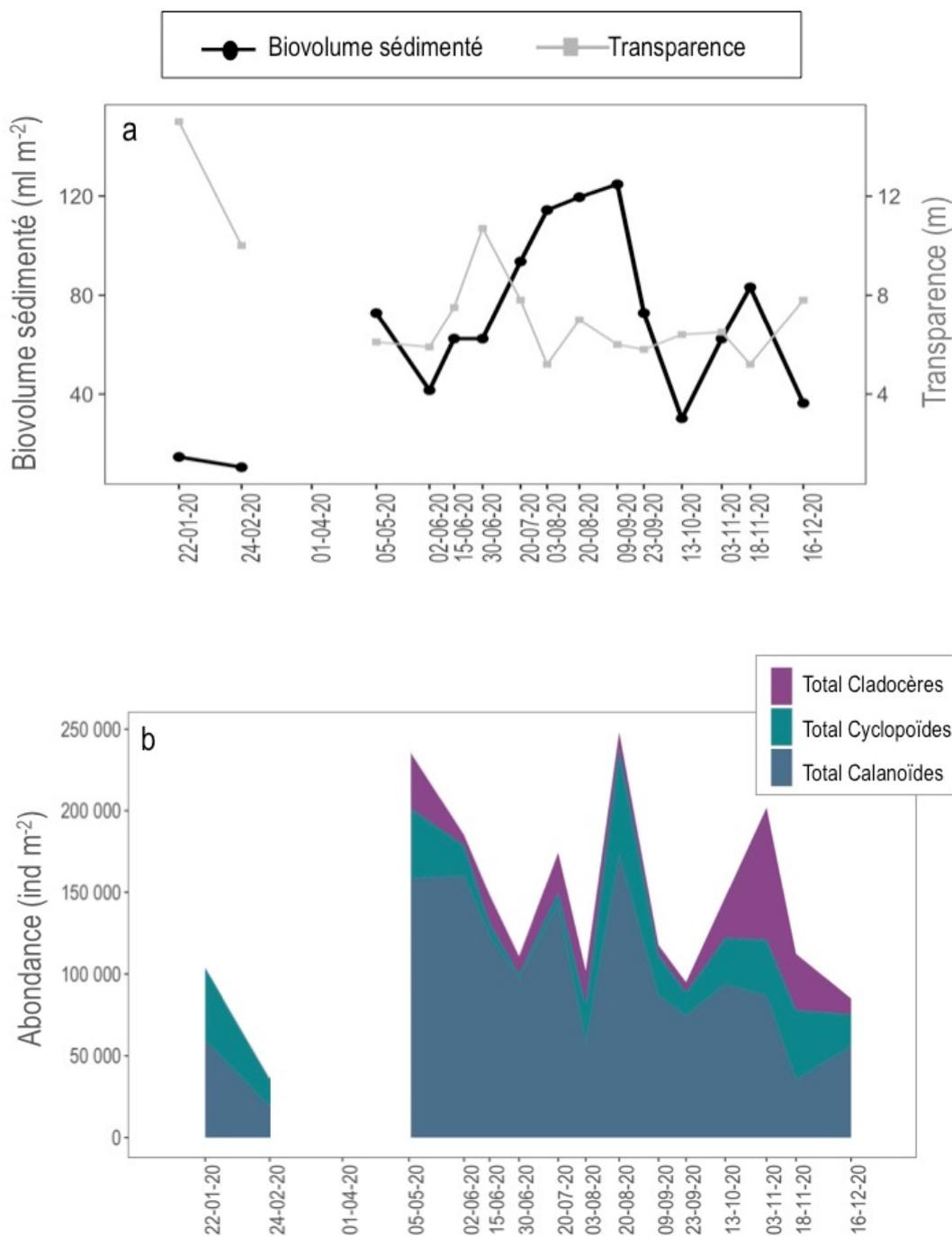


Figure1 : a. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2020. b. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1: a. Seasonal changes in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2020. b. Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

En ce qui concerne les copépodes, en 2020, tout comme pour les années précédentes, la communauté des cyclopoïdes était uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses formes larvaires (nauplii) (figure 2). L'abondance des cyclopoïdes était particulièrement haute en janvier puis a diminué en février. A la reprise des échantillonnages en mai des abondances élevées sont observées, suivie par une baisse rapide. Le pic minimum a eu lieu fin juin (2×10^3 ind m⁻²), ensuite les effectifs ont commencé à augmenter dès le mois de juillet.

Suite à l'accroissement du nombre de nauplii, l'abondance de *Cyclops* adultes a augmenté de façon importante au cours du mois d'août et le pic maximal a été observé fin août (54×10^3 ind m^{-2}). Les abondances ont baissé pendant l'automne. Cependant, une augmentation en hiver et un dernier pic d'abondance au mois de novembre est relevé avant de retrouver des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ 1.5×10^3 ind m^{-2} au mois de décembre.

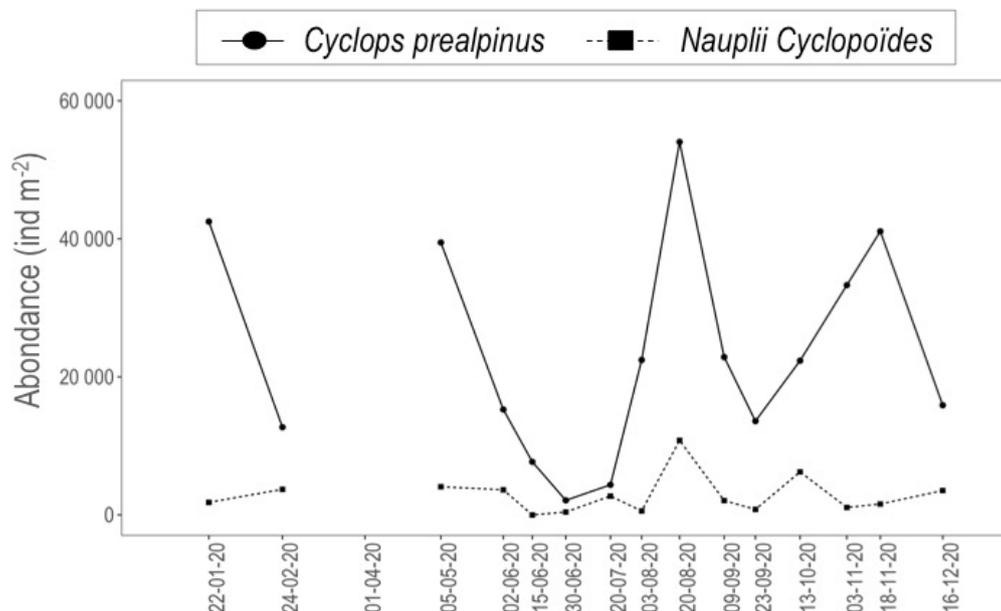


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2020 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2 : Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2020 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

Chez les calanoides, *E. gracilis* a suivi en début d'année 2020 une dynamique similaire à *Cyclops prealpinus*, avec des valeurs d'abondance particulièrement hautes en janvier et plus basses en février (figure 3). Des valeurs élevées ont été retrouvées également au mois de mai avec un premier pic d'abondance (28×10^3 ind m^{-2}), suivi par des amples oscillations au cours de l'été. Le pic maximum a été observé fin août (142×10^3 ind m^{-2}), puis une diminution au cours de l'automne. *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton. En 2020, une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique est à noter (RIMET, ce rapport). Les valeurs les plus élevées sont observées au printemps pendant la période de croissance de la diatomée de petite taille *Cyclotella costei*, qui constitue une ressource nutritionnelle importante. Suite à la croissance de *E. gracilis*, une pression de prédation importante a été exercée sur la population des diatomées, qui ont fortement diminué pendant le mois de juin (RIMET, ce rapport).

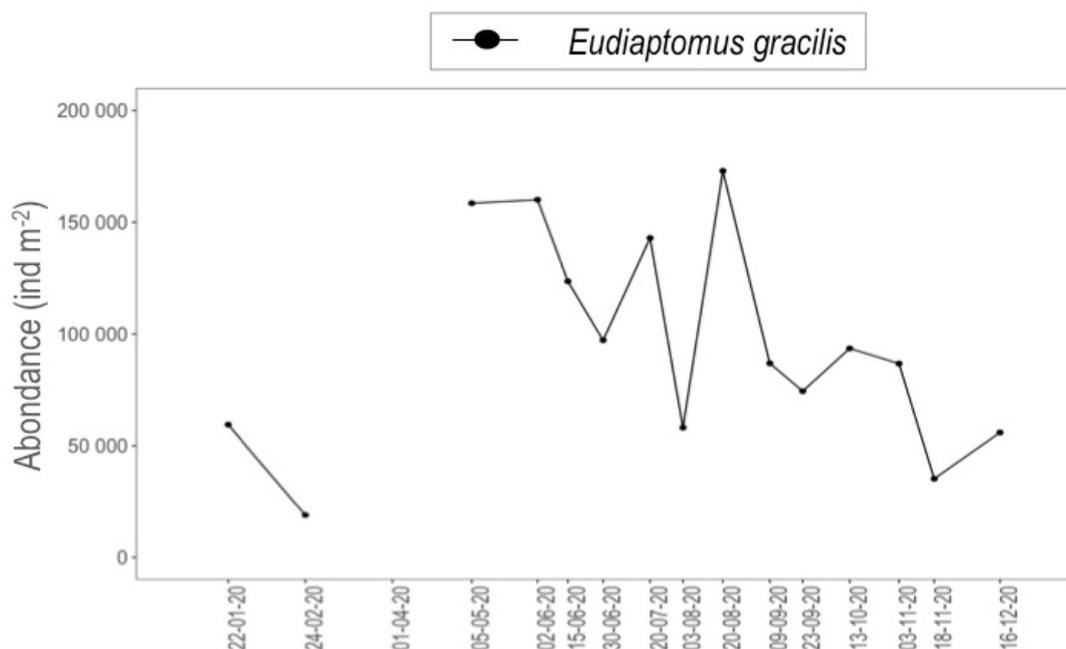
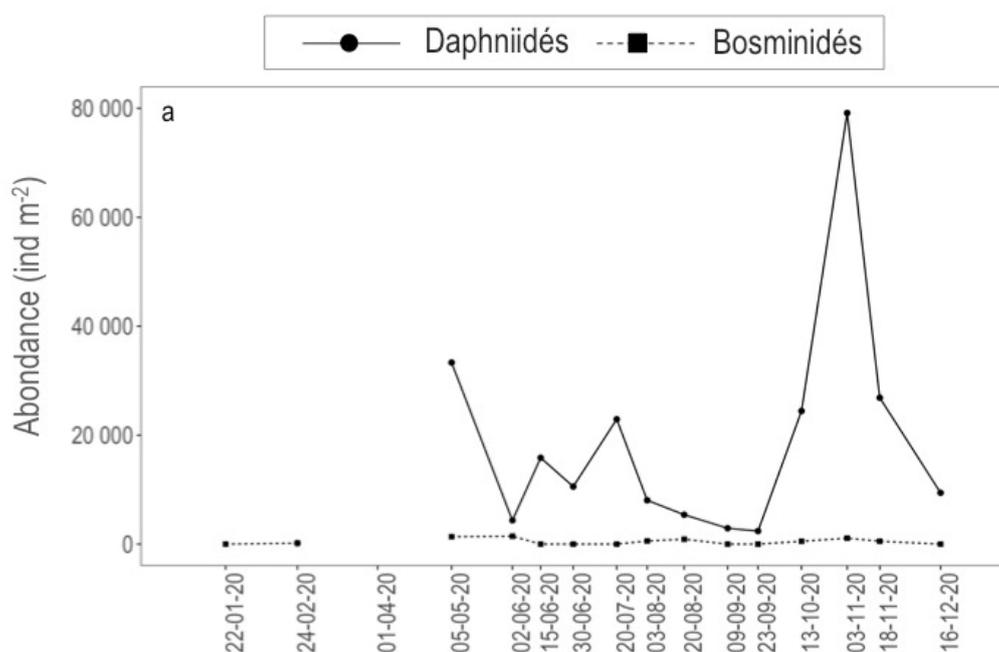


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2020 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3 : Seasonal dynamic of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2020 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

Chez les cladocères, en 2020, l'abondance des daphniidés et bosminidés herbivores (figure 4a) est restée assez faible pendant toute la période printanière. Un premier pic d'abondance des daphniidés est relevé au mois de mai, après la reprise des échantillonnages (33×10^3 ind m⁻²), suivi par des valeurs de croissance variable pendant l'été. Le maximum d'abondance a été observé début novembre, plus tardif qu'en 2019 (le pic était survenu entre fin août et fin septembre) mais avec un nombre d'effectifs comparable (75×10^3 ind m⁻² en 2019 et 79×10^3 ind m⁻² en 2020) L'abondance des bosminidés est restée faible durant toute l'année 2020.



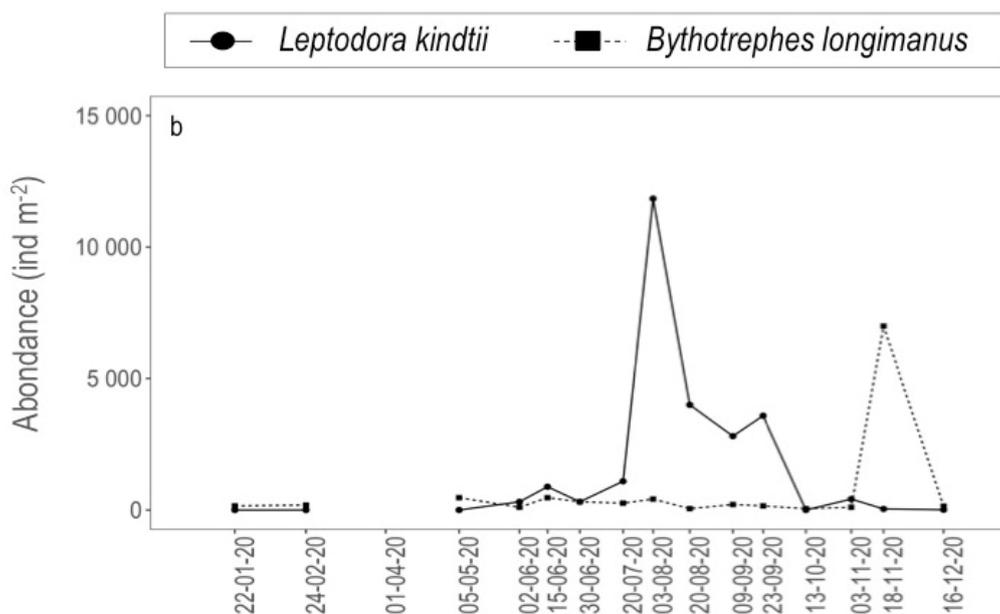


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a. herbivores b. carnivores en 2020 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 4 : Seasonal dynamic of the abundance of a. herbivorous and b. carnivorous Cladocera in 2020 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

Les cladocères carnivores (figure 4b) sont restés en 2020 quasiment absents pendant la période printanière et ont montré une croissance des abondances à partir du mois de juillet. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 8 août (12×10^3 ind m⁻²). Suite à ce pic, les abondances ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver. En novembre, l'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté un pic exceptionnel (6.9×10^3 ind m⁻²), suivi d'une chute d'abondance pour revenir aux valeurs minimales de l'année en décembre (145 ind m⁻²). Les valeurs d'abondance de *L. kindtii* ont été en effet plus cohérentes avec le développement saisonnier de ces organismes, qui se caractérisent habituellement par une croissance en saison chaude. La croissance hivernale du zooplancton herbivore tels que les daphniidés, a pu constituer une ressource en soutien du développement tardif du zooplancton carnivore.

3.2 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

3.2.A ROTIFERES

Les rotifères présentent des abondances plus élevées que celles des microcrustacés. La moyenne d'abondance annuelle étant de 12.9×10^6 et 1.4×10^5 individus m⁻² respectivement pour les rotifères et les microcrustacés. En moyenne, 80% des effectifs d'abondance zooplanctoniques sont représentés par les rotifères. En 2020, la communauté de rotifères était composée de 18 taxons qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. La dynamique annuelle (figure 5a) était caractérisée par deux pics d'abondance, en été et en automne (respectivement 28×10^5 ind m⁻² et 39×10^5 ind m⁻²).

En début d'année, lors de la première phase de croissance, la communauté était dominée par l'espèce *Polyarthra sp.* qui représentait 75% des effectifs totaux des rotifères. Suite à la reprise des échantillonnages en mai, les abondances retrouvées sont du même ordre de grandeur (respectivement 8.5×10^5 ind m⁻² en février et 8.5×10^5 ind m⁻² en mai). La communauté était cependant plus diversifiée avec quatre espèces observées (*Polyarthra sp.*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Synchaeta sp.*) représentant chacune environ 20% des effectifs. En été, *Keratella cochlearis* est devenue l'espèce principale. Le pic d'abondance a été atteint en juin (14×10^5 ind m⁻²). Ensuite, cette population s'est maintenue à des abondances importantes pendant toute la période estivale. Pendant la même période, *Pompholyx sulcata* est devenue majoritaire, son pic d'abondance a été atteint en août (15×10^5 ind m⁻² et 55% des effectifs totaux). Cette population voit ensuite ses effectifs diminuer puis laisse place à *Conochilus unicornus*, *Keratella cochlearis* et *Polyarthra sp.* qui sont redevenues prédominantes.

Elles représentent les espèces majoritaires du pic maximal d'abondance totale de rotifères de 21×10^5 ind m^{-2} , observé le 23 septembre. A partir du mois d'octobre, *Polyarthra sp.* domine principalement la communauté avec une abondance de 8.4×10^5 ind m^{-2} pour représenter 51% des effectifs totaux (figure 5b). Les abondances des rotifères ont baissé ensuite rapidement et les valeurs minimales ont été observé pendant les mois de novembre et décembre.

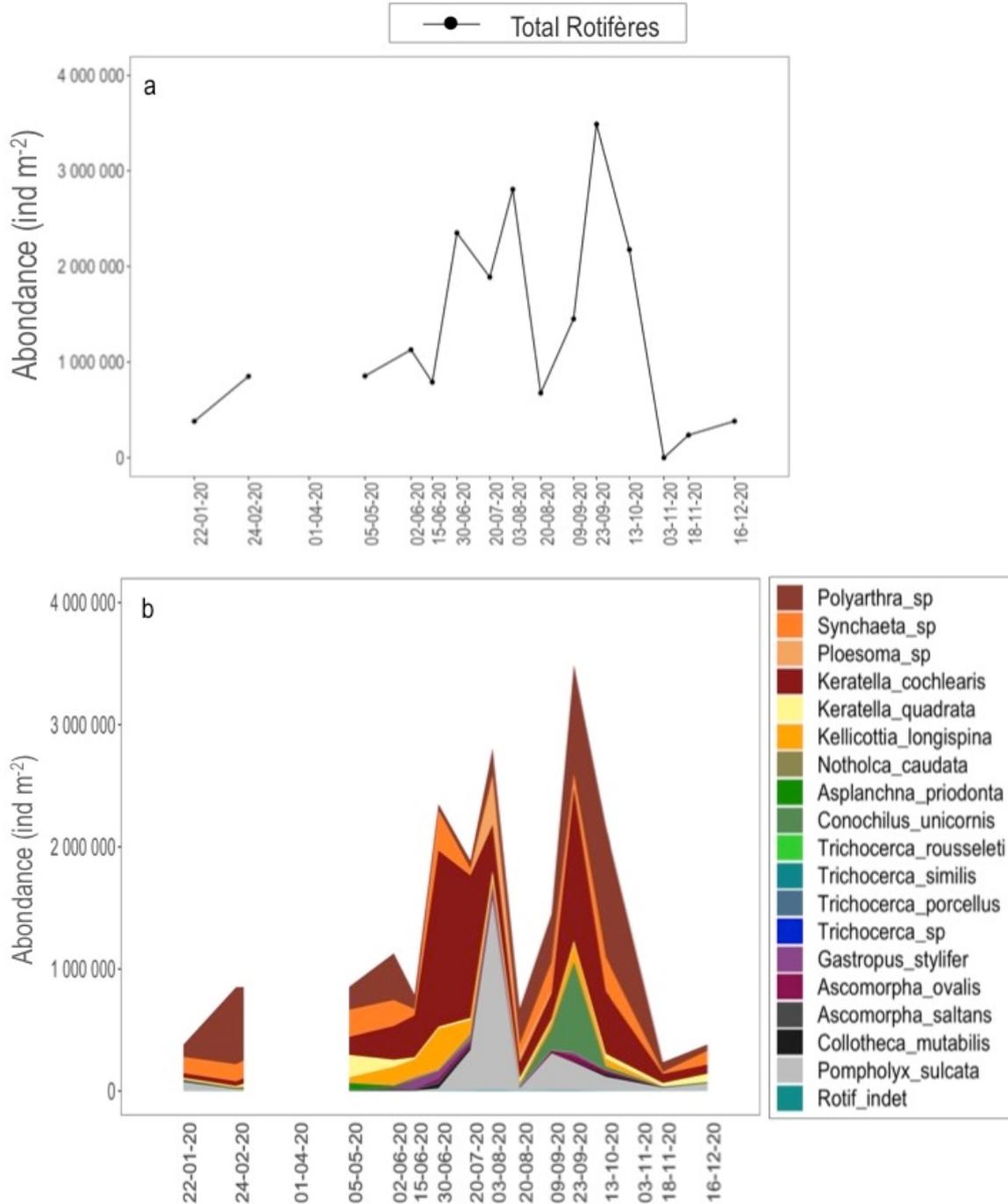


Figure 5 : Evolution saisonnière a. de l'abondance totale des rotifères, b. des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2020. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5 : Seasonal dynamic of a. total abundance and b. the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2020. The dates correspond to the sampling dates.

3.3 DYNAMIQUE INTERANNUELLE ET EVOLUTION A LONG-TERME DU ZOOPLANCTON MICROCRUSTACEEN

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances interannuelles fortement marquées (figure 6). L'abondance de ces consommateurs est contrainte par la disponibilité et qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctoniques, abondance des autres organismes zooplanctoniques pour les espèces prédatrices) et par la pression de prédation exercée par les consommateurs secondaires et supérieurs, tels que les poissons planctivores.

Depuis les années 1980, une tendance à la baisse de l'abondance des microcrustacés est observée, principalement entraînée par une diminution des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés), des cladocères carnivores (*B. longimanus* et *L. kindtii*) et des cyclopoïdes. Les calanoïdes au contraire s'inscrivent dans une tendance inverse avec une augmentation de leur abondance dès les années 2000.

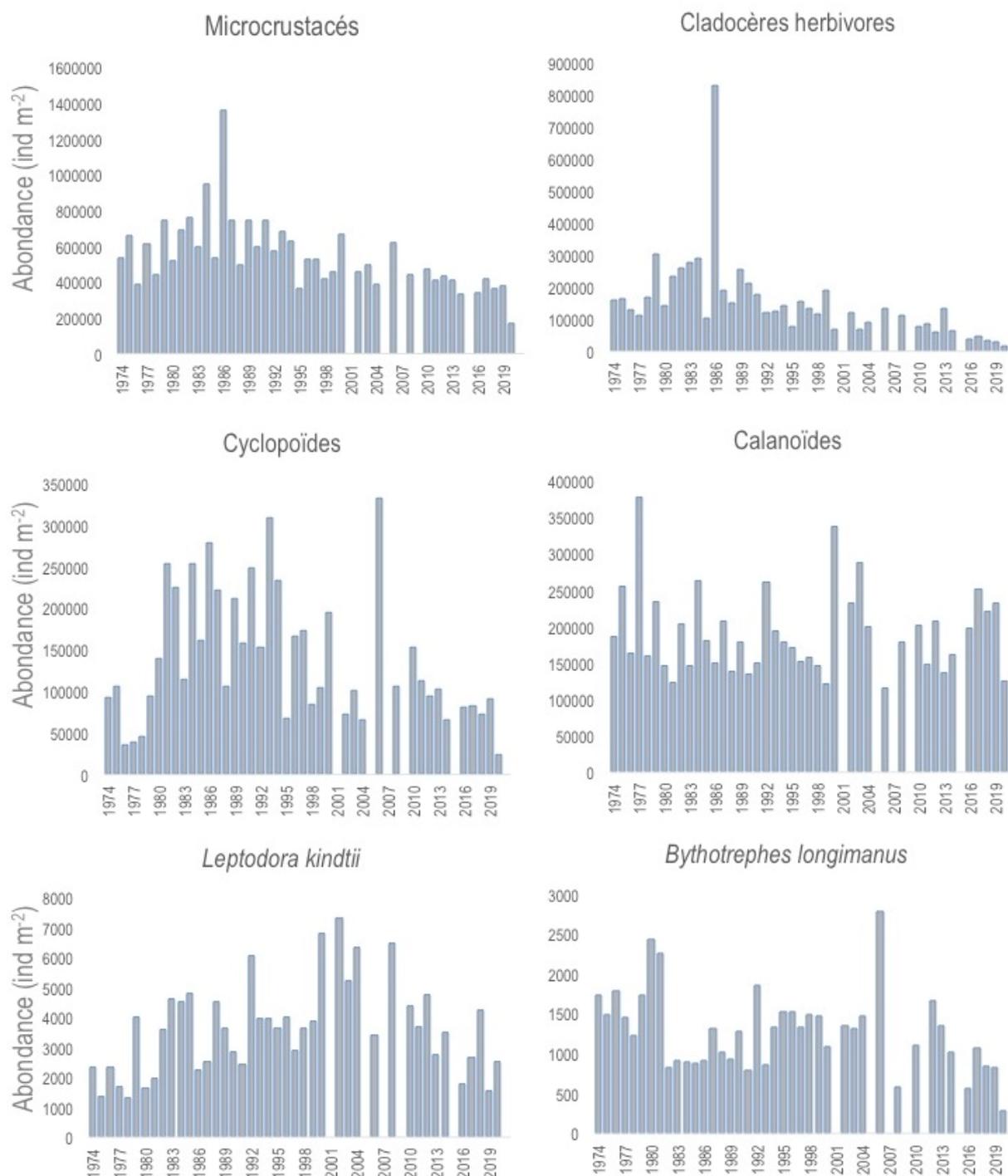


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été calculées de mai à septembre

Figure 6 : Long-term pattern of abundances of the microcrustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included. For 2020 values are averaged for the period Mai - September

En 2020, ces tendances semblent pour la plupart se confirmer, même si les moyennes de 2020 sont à considérer avec prudence en raison de l'absence de données en mars et avril. L'abondance des microcrustacés totaux a fortement baissé par rapport à l'année précédente, les valeurs étaient de 37×10^4 ind m^{-2} en 2019 et 16×10^4 ind m^{-2} en 2020. Les groupes qui ont majoritairement diminué sont les cladocères herbivores, dont les valeurs ont baissé de 27×10^3 ind m^{-2} en 2019 à 15×10^3 ind m^{-2} en 2020. Les cyclopoïdes ont également fortement diminué en 2020. Les calanoïdes étaient également moins abondants en 2020, alors que dans les années précédentes ce taxon ne présentait pas de tendance à la baisse. *B. longimanus* a suivi la tendance à la baisse enregistrée pour la plupart des groupes de microcrustacés avec des abondances également en forte baisse (816 ind m^{-2} en 2019 et 288 ind m^{-2} en 2020). En revanche, *L. kindtii* est le seul groupe qui a présenté un accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2019. Néanmoins ce taxon se maintient à des valeurs faibles par rapport à celles atteintes dans les années 2000.

L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2020 reste cohérente avec les années précédentes bien que la tendance à la baisse semble renforcée, notamment par la constante diminution des cladocères herbivores. Cette baisse générale des principaux taxons du zooplancton contribue donc à la diminution de l'abondance des microcrustacés qui s'était initiée à la fin des années 80 avec la diminution des effectifs des daphnies. Les daphnies ont un rôle écologique clés dans le transfert trophique, elles constituent des importants filtreurs herbivores et sont des proies importantes pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons planctivore. Cette baisse de l'abondance des cladocères herbivores serait induite par l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) en lien avec la réoligotrophisation et le réchauffement du Léman (ANNEVILLE et al. 2017) et une baisse de la qualité de la ressource alimentaire (PERGA et LAINE, 2015).

3.4 DYNAMIQUE SAISONNIERE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena sp.* étaient importantes (29×10^3 ind m^{-2}) dans la période estivale des années 2000 (Figure 7). Les valeurs plus élevées avaient été enregistrées jusqu'en 2010, période pendant laquelle les abondances étaient de l'ordre de $29-112 \times 10^3$ ind m^{-2} . A partir de 2011, une stabilisation de la croissance est observée avec des abondances qui n'ont pas dépassé les 10.7×10^3 ind m^{-2} . Toutefois, depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena sp.* Les larves étaient normalement observées presque exclusivement pendant la période estivale (juin-septembre), alors qu'à partir de 2017, ce modèle saisonnier habituel a changé avec une croissance des larves durant les mois d'hiver. Ce phénomène est très probablement dû à l'arrivée de l'espèce *Dreissena bugensis* fin 2015 dans le Léman, dont le développement a lieu plus précocement contrairement à *Dreissena polymorpha* déjà installée dans le Léman dès les années 1960. Une détermination à l'espèce des larves de *Dreissena* n'est malheureusement pas possible sans l'utilisation de méthodes moléculaires. En 2020, les larves de *Dreissena sp.* étaient déjà présentes dès le mois de février. En raison de la crise sanitaire et donc de l'interruption des échantillonnages, les données de mars-avril sont malheureusement manquantes. Le pic d'abondance est survenu en juin et la présence de *Dreissena sp.* a été observée jusqu'à fin septembre.

Les prochaines années seront fondamentales pour confirmer ce changement phénologique.

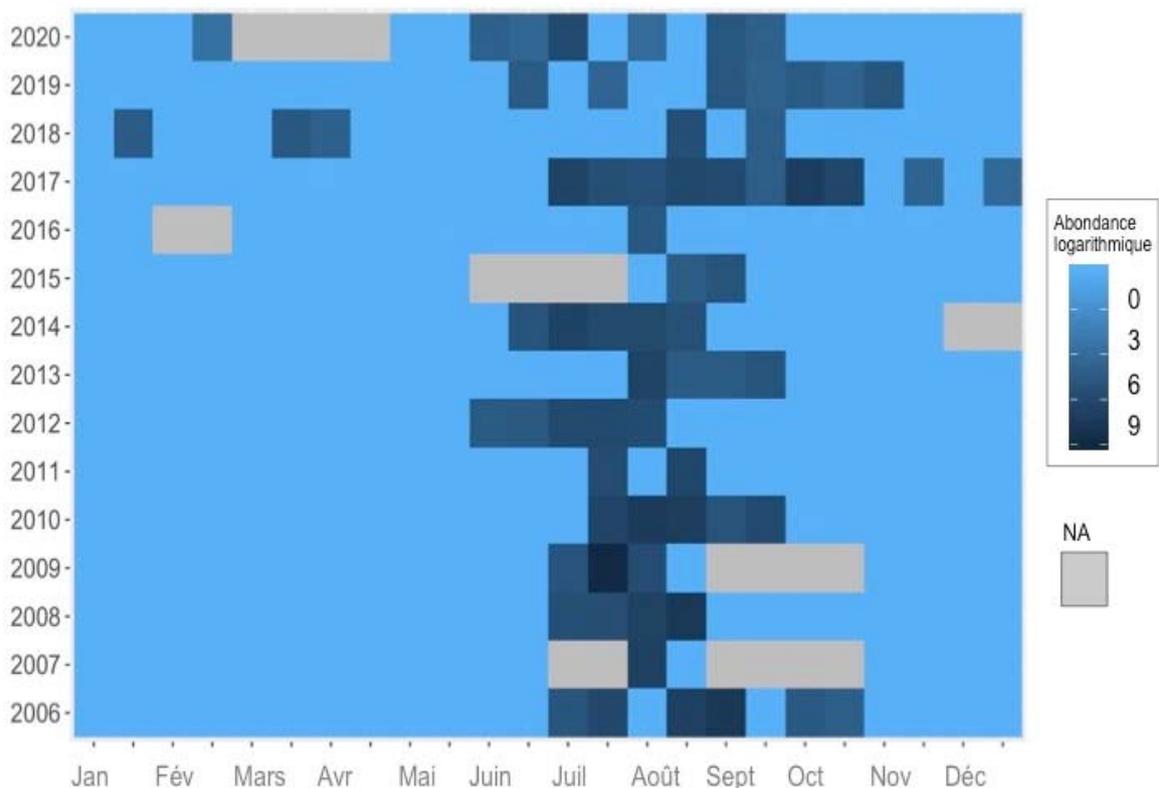


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena sp.* (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques.

Figure 7 : Interannual variability in seasonal dynamic of *Dreissena sp.* (Lake Geneva, SHL2). Abundances are expressed as logarithmic values.

4. BIBLIOGRAPHIE

Anneville O, Chang C.W, Dur G, Souissi S, Rimet F et Hsieh C.H 2019. The paradox of re-oligotrophication: the role of bottom-up versus top-down controls on the phytoplankton community. *Oikos*. 128: 1666-1677, doi: 10.1111/oik.06399

ANNEVILLE O, VOGEL C, LOBRY J et GUILLARD J 2017. Fish communities in the Anthropocene : detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. *Inland Waters*, 7: 65-76.

BIRNBAUM, C (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.

LAINÉ L, PERGA, ME (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.

MCMAHON, RF (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *American Zoologist*, 36(3), 339-363.

RIMET F (2020): Phytoplankton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019.

VOGEL C (2014): Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET
Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR – 74203 THONON LES BAINS CEDEX

Résumé

*L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones (*Coregonus lavaretus*) ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. En 2020, la taille moyenne des corégones analysés était de 42.2 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora*), y compris les mois durant lesquels la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes. Les contributions relatives de ces 3 proies principales présentent des variations saisonnières très marquées et récurrentes d'une année à l'autre. Néanmoins, depuis 2014 *Bythotrephes* présente des contributions élevées sur l'ensemble de l'année, notamment au printemps. Cette tendance est probablement liée à une adaptation du corégone à la baisse d'abondance des daphnies.*

Abstract

*Whitefish (*Coregonus lavaretus*) sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2020, the mean length of the sampled fish was 42.2 cm. Whitefish feeds preferentially on Cladoceran (*Daphnia*, *Bythotrephes* and *Leptodora*) even during the months when copepods dominate the zooplankton community. Important modifications in the relative contribution of these target preys can be observed at the annual and inter-annual scales. *Bythotrephes* has been showing high contributions throughout the year, especially during late winter and spring since 2014. This trend is probably the consequence of an adaptation to the reduced *Daphnia* abundance.*

1. INTRODUCTION

Les poissons zooplanctonophages comme le corégone (*Coregonus lavaretus*) régulent les communautés planctoniques et influencent leur structure taxonomique (LAZZARO et LACROIX, 1995). Le suivi des contenus stomacaux de corégones fournit de la donnée qui permet d'évaluer la pression de prédation qu'exerce cette population sur l'abondance du zooplancton.

Ces données issues du suivi des contenus stomacaux, ont également permis d'acquérir une meilleure connaissance sur l'écologie trophique du corégone et d'identifier ses principales proies. Or, dans le Léman, ces proies présentent de fortes fluctuations d'abondance (RASCONI et al., ce rapport) et de dynamique annuelle (ANNEVILLE et al., 2007 ; ANNEVILLE et al., 2010). De telles évolutions dans la communauté zooplanctonique se traduisent, pour le corégone, par des changements en termes de disponibilité et d'accessibilité à ses proies, susceptibles de provoquer un réajustement de son comportement alimentaire.

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2020 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2005.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. La profondeur de pose du filet n'est pas fixe au cours de l'année mais varie en fonction du positionnement du poisson. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). Chaque mois, un total d'environ 20 poissons sont récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. Le premier échantillonnage a été effectué le 23 janvier. En raison du confinement lié à la crise sanitaire du Covid19, l'échantillonnage de mars n'a pas été réalisé et l'échantillonnage du mois d'avril comprend seulement 6 poissons. En 2020, 177 poissons ont ainsi été échantillonnés et 86 individus ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol à 96%. Pour le comptage, le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté à 30 ml, 40 ml ou 50 ml en fonction du poids du contenu stomacal. Après agitation, un sous-échantillon de 1 à 6 ml est prélevé pour le comptage qui est ensuite réalisé sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Ce volume est si besoin augmenté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies, ou 50 individus s'il s'agit de chironomes. Les principales catégories de proies identifiées sont : copépodes (cyclopoïdes et calanoïdes), cladocères (bosmines, daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proie est estimé en multipliant le nombre des proies par un coefficient volumétrique extrait de données bibliographiques ou estimé par assimilation du volume des proies à un volume simple (sphérique ou ellipsoïde) (HYSLOP, 1980). Pour chaque poisson examiné, le pourcentage volumétrique des différentes catégories de proies est calculé.

3. RÉSULTATS

3.1 TAILLE DES POISSONS

La taille moyenne des corégones dont les estomacs ont été analysés est de 42.2 cm, le plus petit poisson mesurant 35.2 cm et le plus gros 52.5 cm. Les tailles des corégones échantillonnés présentent de fortes fluctuations au cours du temps (figure 1) en lien avec l'âge des individus composant l'échantillon. On note ainsi de plus petits poissons en janvier en raison d'un échantillon essentiellement composé de jeunes individus de 2 ans. En février et avril, les échantillons présentent des tailles plus importantes car dominés par des poissons de 3 ans et présence d'un individu de 4 et 7 ans respectivement. On constate une baisse des tailles en mai puis un maintien autour d'une médiane de 40 cm en raison d'échantillons à nouveau dominés par des individus de 2 ans. En septembre l'échantillon est composé de poissons globalement plus gros.

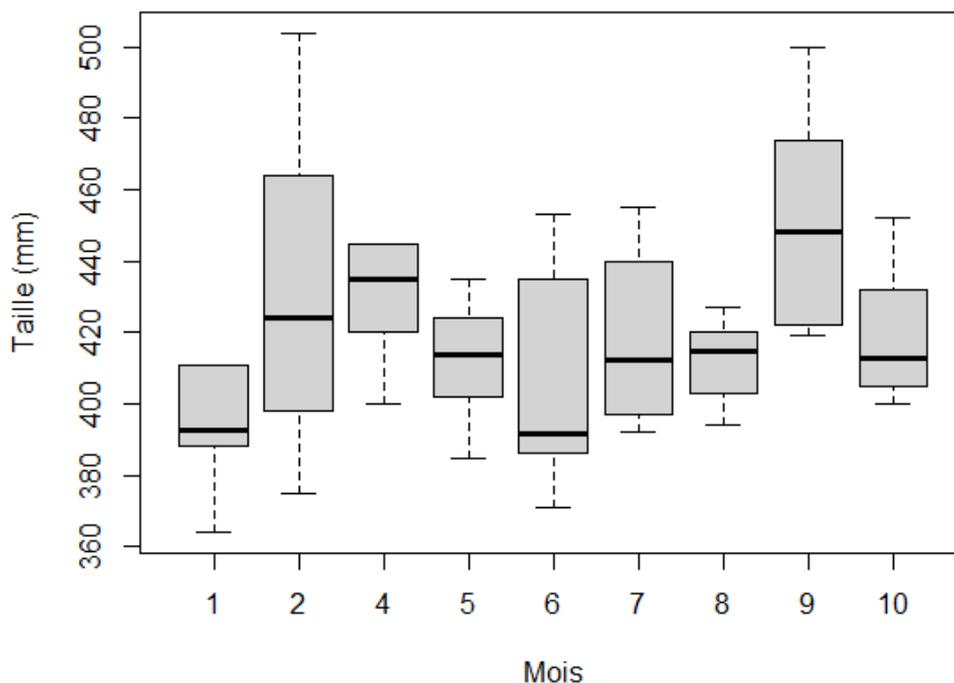


Figure 1 : a. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2020. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartiles.

Figure 1 : a. Distribution of the sizes of fish sampled in 2020. In the Whisker and Box-plot figure, the line through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively.

3.2 COMPOSITION DU REGIME ALIMENTAIRE

3.2.A DYNAMIQUE ANNUELLE

L'alimentation des corégones est dominée par les cladocères (figure 2). Parmi ce groupe, *Bythotrephes* représente en moyenne 67.7% du régime alimentaire, *Leptodora* et daphnies représentent respectivement 18.6% et 13.3%. Les nymphes de chironomes contribuent à seulement 0.3% des contenus stomacaux et les copépodes, bien que présents presque toute l'année, ont une contribution moyenne de 0.01%.

Au cours de l'année 2020 le bol alimentaire du corégonne est essentiellement dominé par *Bythotrephes*, à l'exception des mois d'avril et septembre. En avril, les daphnies représentaient la moitié, soit 54% du biovolume des proies ingérées, l'autre moitié étant constituée de *Bythotrephes*. En septembre *Leptodora* était largement dominant et représentait 94% du biovolume des proies ingérées.

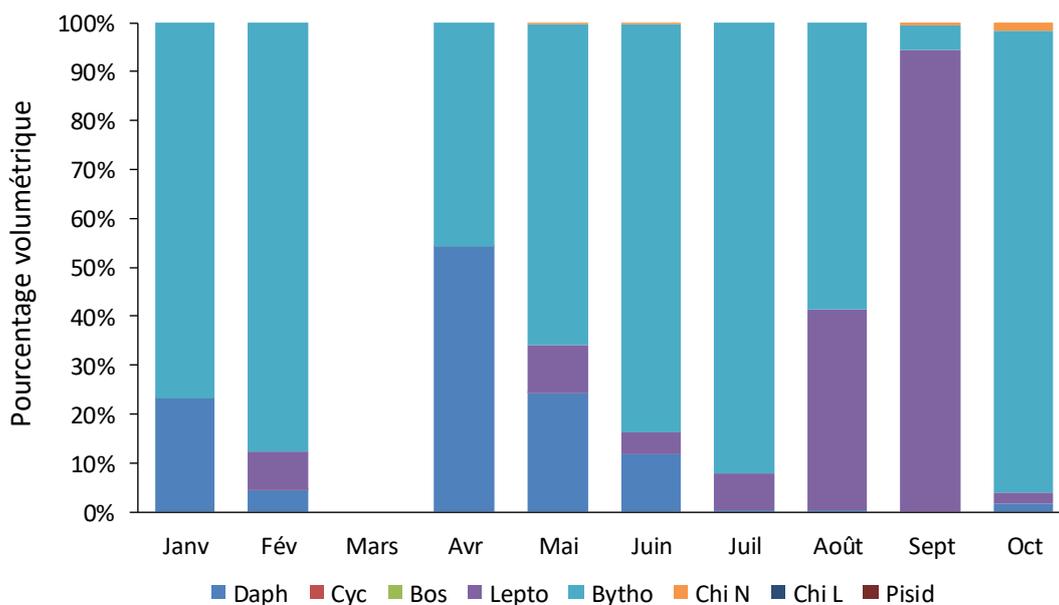


Figure 2 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des différentes catégories de proies dans les estomacs de corégone en 2020 au Léman.

Figure 2: Monthly changes in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2020 in Lake Geneva.

3.2.B DYNAMIQUE INTERANNUELLE

Malgré un faible nombre d'individus récoltés en avril, le bol alimentaire décrit au printemps 2020 semble être caractéristique de cette période durant laquelle les daphnies présentent un pic d'abondance saisonnier dans les estomacs (figure 3).

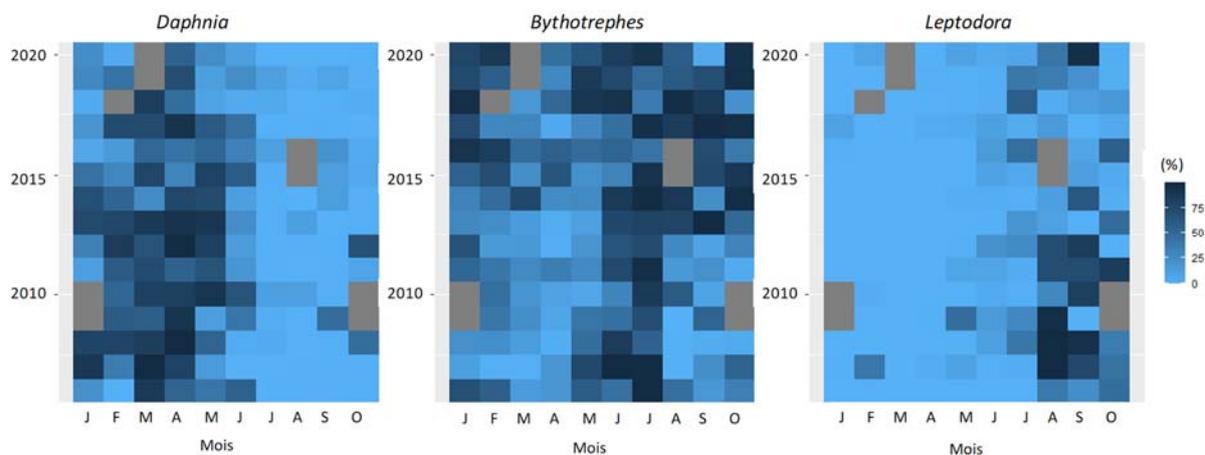


Figure 3 : Cartes temporelles des contributions des proies principales du corégone.

Figure 3 : Temporal maps of whitefish main preys contributions.

Le pic printanier de contribution des daphnies demeure un phénomène récurrent au cours des années et caractéristique de l'évolution saisonnière du bol alimentaire du corégone (figure 3). Cependant, la contribution annuelle maximale des daphnies présente des oscillations avec une tendance à la baisse qui semble se confirmer en 2020 (figure 4). Toutefois, la valeur de 2020 doit être considérée avec précaution en raison du faible nombre d'individus échantillonnés en avril et de l'absence d'échantillonnage en mars ; mois durant lequel les maxima de contribution des daphnies peuvent être observés certaines années (figure 3).

Les *Bythotrephes*, qui au début des années 2000 représentaient l'essentiel du bol alimentaire en période estivale (juin-juillet), constituent depuis 2014, une cible importante tout au long de l'année. Cette tendance se traduit par une contribution plus importante en hiver, comme en témoignent la figure 5.

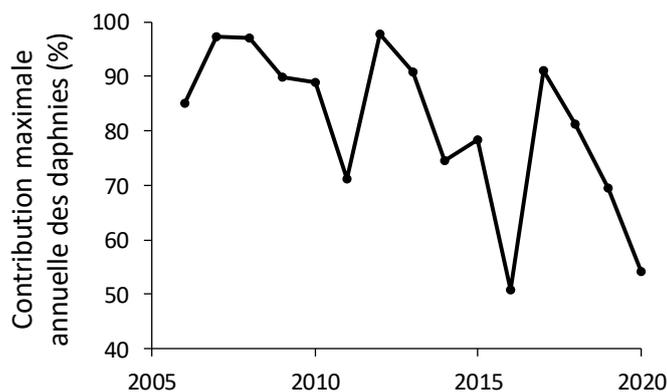


Figure 4 : Evolution interannuelle de la contribution maximale des daphnies, observée au cours de l'année.

Figure 4 : Long-term changes in the annual maximum contribution of *Daphnia*.

De janvier à février (figure 5), les contributions des *Bythotrephes* sont en augmentation depuis 2014 et atteignent des valeurs record (82%) au détriment de celles des daphnies.

La moyenne printanière de 2020 n'a cependant pas été calculée en raison de l'absence d'échantillon en mars et d'un faible nombre d'individus (6 individus) en avril.

En été, la contribution des daphnies est faible (4%) par rapport aux valeurs observées depuis 2009. On note une légère baisse dans la contribution de *Leptodora* par rapport à 2019 alors que celle de *Bythotrephes* est plus élevée.

En automne (figure 5), la contribution de *Leptodora* (48%), est supérieure à celles observées depuis 2013.

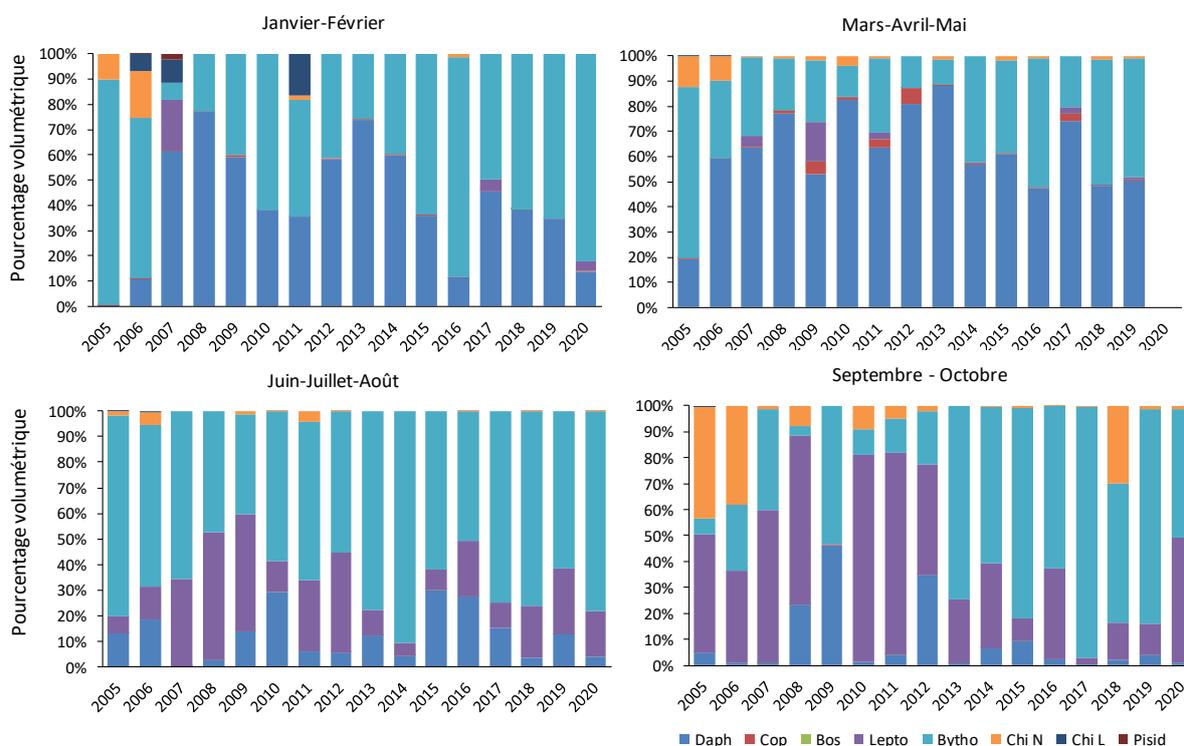


Figure 5 : Evolution saisonnière de 2005 à 2020 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour l'année 2015, le mois d'août n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2005, 2009 et 2010.

Figure 5: Seasonal changes from 2005 to 2020 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2015, October in 2009 and 2010 and January in 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

Ces tendances inter-annuelles dans les contributions des différentes catégories de proies sont à lier à l'évolution de l'abondance de ces proies dans le milieu (RASCONI et al., ce rapport) :

- Bien que les abondances hivernales de *Bythotrephes* dans le milieu soient globalement plus élevées sur la période 2014-2019 que sur 2006-2013 (figure 6a), on ne trouve pas de lien entre les abondances *in-situ* et les contributions mesurées dans les estomacs (figure 6a). Par conséquent, l'évolution des contributions hivernales des *Bythotrephes* dans le bol alimentaire du corégone sur 2006-2020 (figures 3 et 5) ne semble pas liée à l'évolution des abondances de *Bythotrephes* dans le milieu.

- La baisse dans les contributions maximales de *Daphnia* est probablement liée à une baisse dans l'accessibilité à cette ressource en raison d'une diminution d'abondance dans le milieu (RASCONI et al., ce rapport). En effet, sur la période 2006 à 2019, les contributions maximales des daphnies, étaient significativement corrélées à l'abondance des daphnies au printemps (Pearson, $r^2=0.4$ et $p\text{-value}<0.05$, figure 6b). Pour pallier la baisse d'abondance des daphnies, les corégones semblent se reporter sur *Bythotrephes*, malgré des abondances dans le milieu relativement stables voire en baisse (figure 6b).

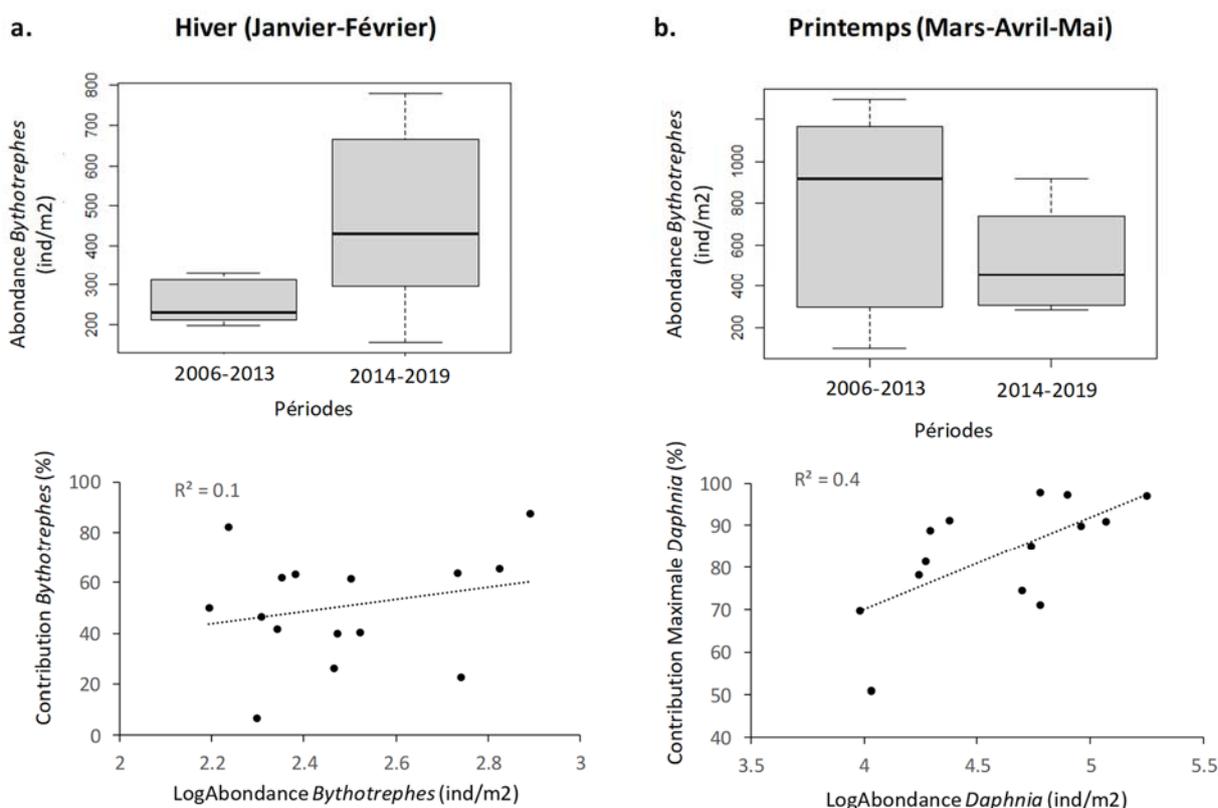


Figure 6 : a) Box-plot des abondances moyennes de *Bythotrephes* estimées dans le lac en hiver (janvier et février). Relation entre l'abondance de *Bythotrephes* mesurées dans le lac en hiver et la contribution en volume (cf. « méthode ») de ce taxon au bol alimentaire du corégone en hiver. b) Relation entre l'abondance des daphnies mesurées dans le lac au printemps (mars-avril-mai) et la contribution maximale printanière des daphnies au bol alimentaire du corégone. Box-plot des abondances moyennes de *Bythotrephes* estimées dans le lac au printemps (mars-avril-mai) sur les périodes 2006-2013 et 2014-2019.

Figure 6 : a) Boxplot of *in-situ* average abundances of *Bythotrephes* in winter (January and February) over the periods 2006-2013 and 2014-2019. Relationship between *in-situ* average winter abundances of *Bythotrephes* and the contribution of this zooplankton taxa to whitefish diet in winter. b) Relationship between *in-situ* average abundances of *Daphnia* in spring (March-April-May) and the maximum contribution of *Daphnia* to the whitefish diet in spring. Box-plot of *in-situ* average abundances of *Bythotrephes* in spring (March-April-May) over the periods 2006-2013 and 2014-2019.

4. CONCLUSION

Comme pour les années précédentes, en 2020 le régime alimentaire de la fraction pélagique de la population de corégone est dominé par les cladocères. La dynamique saisonnière est semblable à celle observée les années précédentes, avec un pic d'abondance de daphnies et *Leptodora* au printemps et automne respectivement. Néanmoins, la tendance à l'augmentation de la contribution des *Bythotrephes* observée depuis 2014 se confirme en 2020. Il serait intéressant de tester si cette modification dans le bol alimentaire, au profit de carnivores de plus grosses tailles, a des conséquences en termes de gain énergétique et un impact sur les taux de croissances de ces poissons.

5. REMERCIEMENTS

Nous remercions Messieurs Desbiolles et Plassat, pêcheurs professionnels, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O., Molinero J.C., Souissi S., Balvay G. et Gerdeaux D. (2007) Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. *Journal of Plankton Research*, 29, i49-i59
- Anneville O., Molinero J.C., Souissi S., et Gerdeaux D. (2010) Seasonal and interannual variability of cladoceran communities in two peri-alpine lakes: uncoupled response to the 2003 heat wave. *Journal of Plankton Research*, 32, 913-925.
- Gerdeaux, D., Bergeret, S., Fortin, J. et Baronnet, T. (2002): Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. *Archiv für Hydrobiologie*, 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- Hyslop, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 411-429.
- Lazzaro, X. et Lacroix, G. 1995. Impact des poissons sur les communautés aquatiques. *Limnologie générale*. Pourriot et Meybeck, Collection d'écologie 25. Masson (Ed.). 648-686.
- Mookerji, N., Heller, C., Meng, H.J., BÜrgi, H.R. et MÜLLER, R. (1998): Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus* sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. *Journal of Fish Biology*, 52(3), 443-457.
- Ponton, D. (1986): Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.
- RASCONI S., ANNEVILLE O., LAINE L. (2021). Zooplancton du Léman. Rapport Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman contre la pollution, Campagne 2020.

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

MICROPOLLUTANTS IN LAKE GENEVA WATERS

CAMPAGNE 2020

Cécile PLAGELLAT

DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL

Division Protection des eaux (PRE) – Chimie des Eaux et PCAM

Chemin des Boveresses 155 -CP33 CH-1066 EPALINGES

Adrien ORIEZ

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

Agroscope – Changins – Bâtiment DC, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

Nathalie CHEVRE

FACULTÉ DES GÉOSCIENCES ET DE L'ENVIRONNEMENT

Université de Lausanne, Géopolis 3630, CH-1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman est un enjeu majeur de la CIPEL et comprend entre autres le suivi de pesticides, de résidus médicamenteux et des éléments trace métalliques (totaux et dissous) depuis la surface jusqu'au fond. De plus, quelques autres composés sont suivis et rajoutés selon les problématiques rencontrés dans les bassins versant du lac ; les anticorrosifs benzotriazole et tolyltriazole très présents dans les eaux usées, des produits utilisés en industrie chimique comme la benzidine et son métabolite le 4-amino-biphényl, le 1,4-dioxane et le méthyl tert-butyl éther (MTBE).

Ce programme de surveillance de la qualité de l'eau du Léman a une finalité essentiellement de "contrôle de la ressource en eau de boisson", pour permettre l'alimentation en eau potable de plus de 900'000 personnes.

Les teneurs en pesticides et en métaux satisfont aux exigences requises pour l'environnement ainsi que pour les eaux de boisson au sens des législations suisse et française.

Pour les résidus de médicaments, seules l'azithromycine, la clarithromycine et le diclofénac ont une valeur seuil définie dans la législation suisse. Leur présence dans l'environnement n'est toutefois pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, comme celles du Léman.

ABSTRACT

Surveillance of micropollutants in Lake Geneva's waters is a critical issue in the 2001-2020 action plan and includes the monitoring of pesticides, drug residues, and metals (total and dissolved) from the surface to the bottom. Some other compounds such as benzotriazole and tolyltriazole present in wastewaters, benzidine and its metabolite 4-amino-biphenyl, 1,4-dioxane and MTBE are also surveyed.

This water-quality monitoring program for Lake Geneva essentially aims to "monitor the drinking water resource" to supply drinking water to more than 900'000 people.

The pesticide and metal levels satisfy both the environmental and drinking water requirements as defined by Swiss and French legislations.

Today only three pharmaceuticals, azithromycine, clarithromycine and diclofenac, have a water quality criteria defined in the swiss law. Nonetheless, their presence in the environment is not desirable, notably in waterbody that supply drinking water such as Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Une veille consacrée aux micropolluants dans les eaux du Léman est nécessaire afin de garantir et pérenniser l'usage des eaux du lac pour l'alimentation en eau potable moyennant un traitement réputé simple. Chaque année, la CIPEL surveille la présence des micropolluants dans les eaux du lac grâce à un programme d'analyses qu'elle actualise régulièrement en fonction de l'évolution de sa connaissance de la provenance de certaines substances et de leurs effets sur les milieux aquatiques ou la santé humaine.

2. ÉCHANTILLONNAGE

Pour la surveillance des teneurs en métaux et en pesticides, des échantillons à quatre profondeurs sont prélevés deux fois par année au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1 et tableau 1), au printemps, après le brassage des eaux et en automne, en période de stratification. En 2020, le brassage des eaux a atteint la profondeur de 100 m contre 135 m en 2019. En raison de la Covid-19 et des mesures sanitaires, le premier échantillonnage n'a pu avoir lieu que le 2 juin 2020 pour les pesticides. Les autres années, le premier échantillonnage avait lieu en mars.

Les résidus médicamenteux sont prélevés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 2 profondeurs.

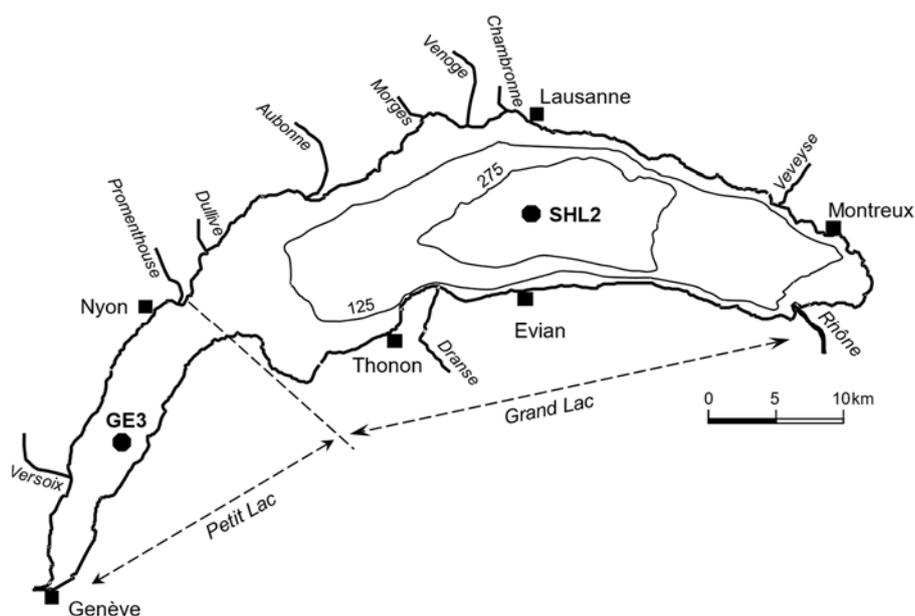


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

Figure 1 : Location of the sampling site - SHL2 station.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvements pour 2020.

Table 1 : Dates of sampling programme for 2020.

SUBSTANCES	PROFONDEURS	JANV.	JUIN	SEPT.
Éléments trace métalliques (totaux et dissous)	Mélange 1:1 des niveaux 1 + 30 m et 200 + 305 m		X1	X
Manganèse	275, 300, 305 et 309 m		X1	X
Pesticides et métabolites	1, 30, 100 et 305 m		X1	X
Résidus de produits pharmaceutiques	1, 15, 100 et 305 m	X	X	X
1,4-dioxane, benzidine, le 4-aminobiphenyle, benzotriazole, tolyltriazole et MTBE2	15, 100 m	X	X	

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 ANALYSES CHIMIQUES

Éléments trace métalliques

Les analyses des éléments trace métalliques ont été centralisées dans un même laboratoire afin d'avoir les limites de quantifications adaptées. Ainsi, les analyses d'éléments trace métalliques totaux, anciennement effectuées par le SCAV de Genève, ont été reprises par le laboratoire de la protection des eaux et de l'environnement du service de l'écologie de l'eau du canton de Genève (SECOE) en 2020. La méthode utilisée par le SECOE permet l'analyse de 26 éléments traces métalliques (Tableau en Annexe 1). Depuis 2014, ce laboratoire analyse pour la CIPEL certains éléments trace métalliques dissous. Le dosage s'effectue par ICP-MS. L'analyse du chrome représente la somme du chrome III et du chrome VI qui ne sont pas différenciés par ICP-MS. Le mercure, anciennement dosé par spectrométrie d'absorption atomique en vapeur froide, est depuis 2017 dosé par spectrométrie de fluorescence atomique en vapeur froide.

Pesticides

La recherche de pesticides est effectuée par le laboratoire SCITEC à Lausanne depuis 2020. Ce changement a été effectué pour que les analyses sur les eaux du Rhône et du Léman soient faites par le même laboratoire. Les eaux brutes sont pré-concentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide (SPE offline). Après élution des cartouches SPE, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS). La liste des substances recherchées comprend 144 molécules d'intérêt avec une limite de quantification de 0.001 µg/L lorsque c'était possible (Tableau en Annexe 2). Ceci représente une diminution du nombre de substances analysées par rapport aux années précédentes, mais toutes les substances détectées régulièrement sont représentées, à l'exception des métabolites du métolachlor.

Le glyphosate, le glufonisate et l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) ont été ajoutés dans le suivi depuis 2015. Les analyses sont effectuées par le laboratoire SCITEC par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS/MS) après dérivatisation puis extraction sur phase solide. La limite de quantification est comprise entre 0.002 µg/L et 0.010 µg/L selon les échantillons.

Enfin, 4 métabolites du chlorothalonil ont été recherchés pour la première fois en 2020.

¹ Campagne de mars repoussée en juin suite aux contraintes sanitaires liées à la COVID19

² Le méthyl-tert-butyl éther (MTBE) n'a pas été analysé en janvier

Médicaments

Les échantillons sont analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par LC-MS/MS sur une palette de 67 résidus médicamenteux dont des narcotiques et des substances hormonales (Tableau en Annexe 3). La ropivacaïne, anesthésiant, a été rajoutée depuis 2020 suite à sa détection dans les eaux du Rhône.

Autres substances

L'analyse du 1,4-dioxane a été ajoutée à la campagne de suivi depuis 2017 suite aux valeurs mesurées dans le Rhône amont et sa nappe, la campagne a été reconduite en 2020. De plus, le benzotriazole et le tolyltriazole, détectés dans les eaux usées et dans le Rhône, ont été rajoutés pour la campagne de 2020 de même que le MTBE détecté en 2018 dans les eaux du Rhône. Les analyses de la Benzidine et du 4-amino-biphényl, substances ajoutées à la campagne de 2019, ont été reconduites en 2020. Ces substances sont analysées par le laboratoire SCITEC.

3.2 CONTROLES

Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2017 pour les laboratoires d'essai. Cette exigence contraint à la mise en place d'une assurance qualité, au respect des bonnes pratiques professionnelles et donc à ce que tout soit mis en œuvre pour garantir la qualité des résultats.

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1 ÉLEMENTS TRACE METALLIQUES

Les concentrations mesurées en éléments trace métalliques totaux et dissous sont présentées dans le tableau 2. Les méthodes permettent de vérifier les teneurs par rapport aux limites réglementaires.

Tableau 2 : Éléments trace métalliques totaux (T) et dissous (D) - Campagnes de juin et septembre 2020. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 2 : Survey done on June and September 2020. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

[µg/L]		Valeurs limites		LOQ	Juin		Septembre	
		OPBD et CE/1998/83	OEaux		Mélange 1 et 30 m	Mélange 200 et 305 m	Mélange 1 et 30 m	Mélange 200 et 305 m
Aluminium	T	200	-	0.60	4.65	1.55	4.67	0.94
	D	-	-		2.83	1.14	4.05	0.83
Antimoine	T	5	-	0.030	0.104	0.098	0.108	0.106
	D	-	-		0.101	0.096	0.104	0.101
Argent	T	100	-	0.005	<0.005	<0.005	nd	nd
	D	-	-		<0.005	<0.005	nd	nd
Arsenic	T	10	-	0.20	1.09	1.89	0.97	2.15
	D	-	-		1.06	1.85	0.94	2.20
Baryum	T	-	-	1.0	18.1	18.3	16.8	19.6
	D	-	-		17.0	17.6	16.3	19.6
Bore	T	1000	-	0.3	11.3	13.2	11.3	13.7
	D	-	-		11.0	13.3	11.0	14.0
Cadmium	T	3 / 5	0.2	0.005	0.005	0.006	0.006	<0.005
	D	-	0.05		0.005	0.006	<0.005	nd
Cerium	T	-	-	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	nd
	D	-	-		<0.01	<0.01	nd	nd
Chrome	T	50	5	0.050	0.139	0.080	0.087	0.062
	D	-	2		0.131	0.075	0.082	0.058
Cobalt ³	T	-	-	0.005	0.019	0.012	0.015	0.011
	D	-	-		0.016	0.012	0.014	0.011

³ Paramètre non accrédité

[µg/L]		Valeurs limites		LOQ	Juin		Septembre	
		OPBD et CE/1998/83	OEaux		Mélange 1 et 30 m	Mélange 200 et 305 m	Mélange 1 et 30 m	Mélange 200 et 305 m
Cuivre	T	1000 /2000	5	0.30	0.66	0.49	0.49	0.41
	D	-	2		0.64	0.49	0.46	0.40
Fer	T	200	-	0.60	4.97	0.82	1.18	1.22
	D	-	-		1.82	<0.06	<0.06	<0.06
Gadolinium	T	-	-	0.005	0.005	<0.005	0.006	<0.005
	D	-	-		0.005	<0.005	0.005	<0.005
Manganèse	T	50	-	0.30	0.34	1.24	<0.03	0.83
	D	-	-		nd	0.503	nd	nd
Mercure	T	1	0.03	0.0005	<0.0005	nd	<0.0005	<0.0005
Molybdène	T	-	-	0.05	1.41	1.39	1.39	1.40
	D	-	-		1.36	1.38	1.37	1.41
Nickel	T	20	10	0.30	0.74	0.62	0.64	0.55
	D	-	5		0.75	0.62	0.61	0.52
Plomb	T	10	10	0.050	0.066	nd	<0.050	nd
	D	-	1		<0.050	nd	<0.050	nd
Rubidium	T	-	-	0.10	2.30	2.50	2.28	2.45
	D	-	-		2.36	2.45	2.24	2.43
Strontium	T	-	-	5	447	438	419	490
	D	-	-		436	459	417	470
Thallium	T	-	-	0.005	0.008	0.007	0.009	0.006
	D	-	-		0.008	0.007	0.008	0.006
Titane	T	-	-	0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
	D	-	-		0.20	<0.20	<0.20	nd
Tungstène	T	-	-	0.050	0.083	0.072	0.078	0.076
	D	-	-		0.081	0.071	0.076	0.077
Uranium	T	30	-	0.030	1.92	1.87	1.91	1.93
	D	-	-		1.86	1.86	1.86	1.93
Vanadium	T	-	-	0.030	0.132	0.115	0.114	0.086
	D	-	-		0.126	0.111	0.106	0.084
Zinc	T	5000	20	0.50	1.56	1.17	1.06	<0.50
	D	-	5		1.53	1.21	1.01	<0.50

nd : non détecté, <x : en dessous de la limite de quantification, LOQ : limite de quantification de la méthode

Les teneurs mesurées demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OPBD 2016 et Directive européenne CE/1998/83) ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles de l'ordonnance Suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998, révision 2020). Des dynamiques différentes sont observées au sein du lac pour ces métaux. Certains paramètres ont des concentrations systématiquement plus élevées en surface (couche 1-30 m) qu'en profondeur (couche 200-305 m) comme l'aluminium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le nickel, le thallium et le vanadium indiquant une dynamique liée aux activités de surface du lac. A l'inverse, les concentrations du manganèse et de l'arsenic sont systématiquement plus élevées en profondeur qu'en surface, montrant que ces paramètres sont liés aux dynamiques avec le sédiment.

Ci-dessous, la présentation des résultats pour le suivi du manganèse dans les couches profondes du lac. En 2012, un brassage complet du lac a eu lieu, permettant une remontée de l'oxygène dissous jusqu'à 11.2 mg/L à 309 m de profondeur. Depuis, la teneur en oxygène dissous à cette profondeur diminue. Le manque d'oxygène engendre la réduction du manganèse des couches supérieures des sédiments et une remobilisation de celui-ci dans les eaux (SCHALLER T. et WEHRLI B, 1997). Selon les relevés physico-chimiques de 2020, la concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg/L tout au long de l'année. Les analyses de manganèse total effectuées de 2017 à 2019 sur les eaux brutes mettaient en évidence dans la couche profonde du lac (305 et 309 m) un relargage cyclique et annuel par les sédiments (figure 3). Ce phénomène n'a pas eu lieu en 2020.

Tableau 3 : Manganèse - Campagnes de juin et septembre 2020 à SHL2.

Table 3 : Manganese - Survey done in June and September 2020 Lake Geneva at SHL2.

Profondeur (m)	Teneurs en µg/L	
	Juin	Septembre
275 m	0.50	<0.30
300 m	1.43	0.32
305 m	1.40	1.13
309 m	1.70	1.97

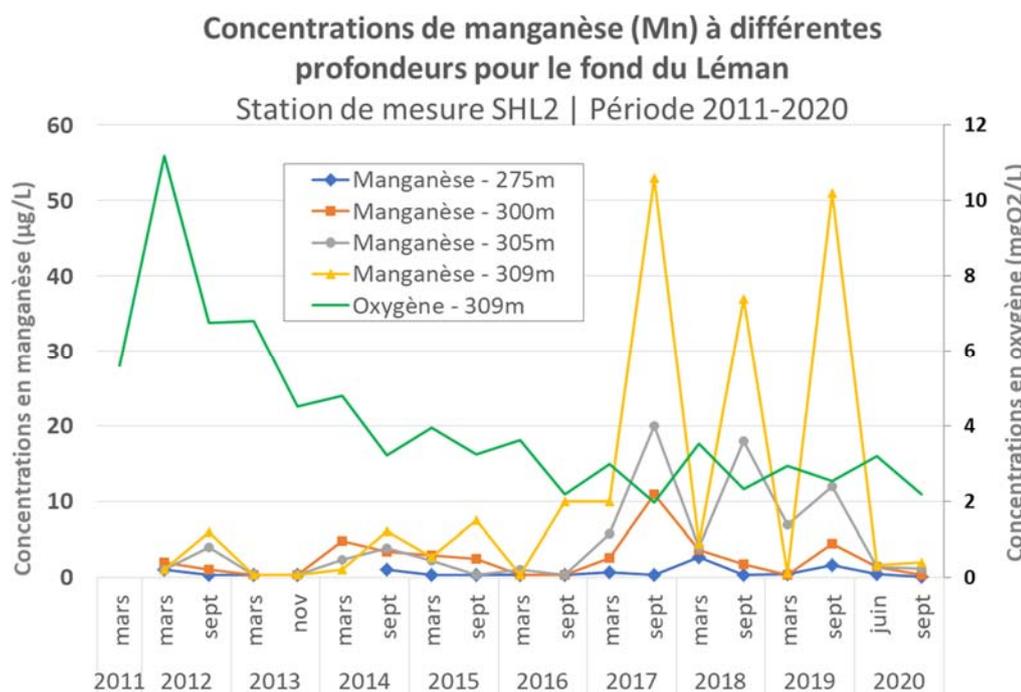


Figure 3 : Evolution des concentrations en manganèse total au centre du Léman (station SHL2) de 2011 à 2020 pour 4 profondeurs.

Figure 3 : Change in the concentrations of manganese in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2011 and 2020 at 4 depths.

4.2 PESTICIDES

4.2.1. EVOLUTION DE LA CONCENTRATION TOTALE EN PESTICIDES À 1, 30, 100 ET 305 M DE PROFONDEUR

Sur un total de 144 pesticides, entre 12 et 28 substances sont détectées (tableau 4). Il faut noter que le premier échantillonnage a été effectué en juin, en raison des mesures sanitaires liées de la Covid-19, et non pas en mars comme les années précédentes. A priori cette différence de date de prélèvement ne devrait pas engendrer de grandes différences au vu de l'inertie du Léman. On ne voit en effet pas de réel impact des périodes d'application dans les graphiques de la figure 6.

En plus des substances précédemment recherchées, l'ethoxysulfuron, le fluazinam, l'hexaflumuron, l'indoxacarb, le propamocarb, la terbuthryne et le teflubenzuron sont maintenant également cherchées. Ces substances sont détectées, à quelques profondeurs, à la limite de détection.

Le chlorothalonil n'est plus recherché, mais quatre de ses métabolites, classés comme pertinents par l'Office Fédérale de l'Agriculture, le sont. Ils n'ont pas été détectés en dessus de la limite de quantification de 0.025 µg/L. Les métabolites du métolachlor et du métazachlor ne sont en revanche plus cherchés car non classés comme pertinents. Cependant, il pourrait être intéressant d'inclure le métolachlor-OXA dans un prochain monitoring car en 2019, sa concentration atteignait 0.011 µg/L à 305 m de profondeur.

En 2020, les teneurs en pesticides totaux oscillent entre 0.046 et 0.165 µg/L (tableau 4 et figures 4 et 5). Ces valeurs s'inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2008. Elles sont cependant un peu plus basses que ce qui a été observé depuis 2008 dû notamment à la baisse des rejets industriels. Ces totaux sont inférieurs aux réglementations en vigueur. En effet, les valeurs mesurées sont toujours inférieures aux réglementations suisse et française fixant pour les eaux de boisson une teneur maximale à 0.5 µg/L pour la somme des pesticides (Directive CE/98/83 et OPBD 2016).

Depuis 2014, la concentration totale à 305 m reste plus élevée qu'aux autres profondeurs. Depuis 2012, il n'y a pas eu de brassage jusqu'au fond du lac, ce qui pourrait expliquer cette tendance.

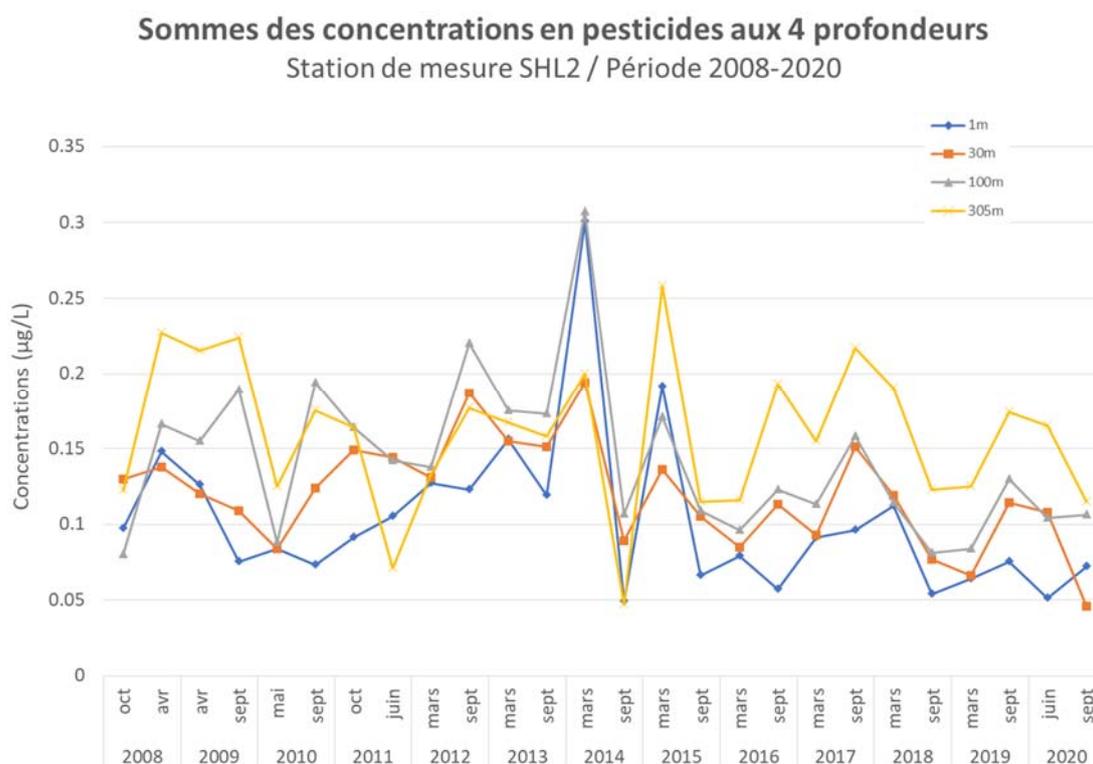


Figure 4 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2008 à 2020 pour 4 profondeurs.

Figure 4 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2008 and 2020 at 4 depths.

4.2.2. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS INDIVIDUELLES

La figure 6 montre l'évolution depuis 2004 des 10 pesticides ou produits de dégradation de pesticides décelés à des teneurs supérieures ou égales à 0.010 µg/L lors des campagnes des années précédentes à la profondeur de 30 m (profondeur représentative à laquelle les crépines des installations de potabilisation pompent l'eau du lac).

En 2020 sur l'ensemble des profondeurs, quatre substances et un métabolite ont été trouvées à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg/L (tableau 4) : le metalaxyl (fongicide), l'AMPA (produit de dégradation de l'herbicide glyphosate) et l'atrazine (herbicide interdit depuis 2007 en Suisse et depuis 2003 en France), le linuron et le diuron (herbicides)

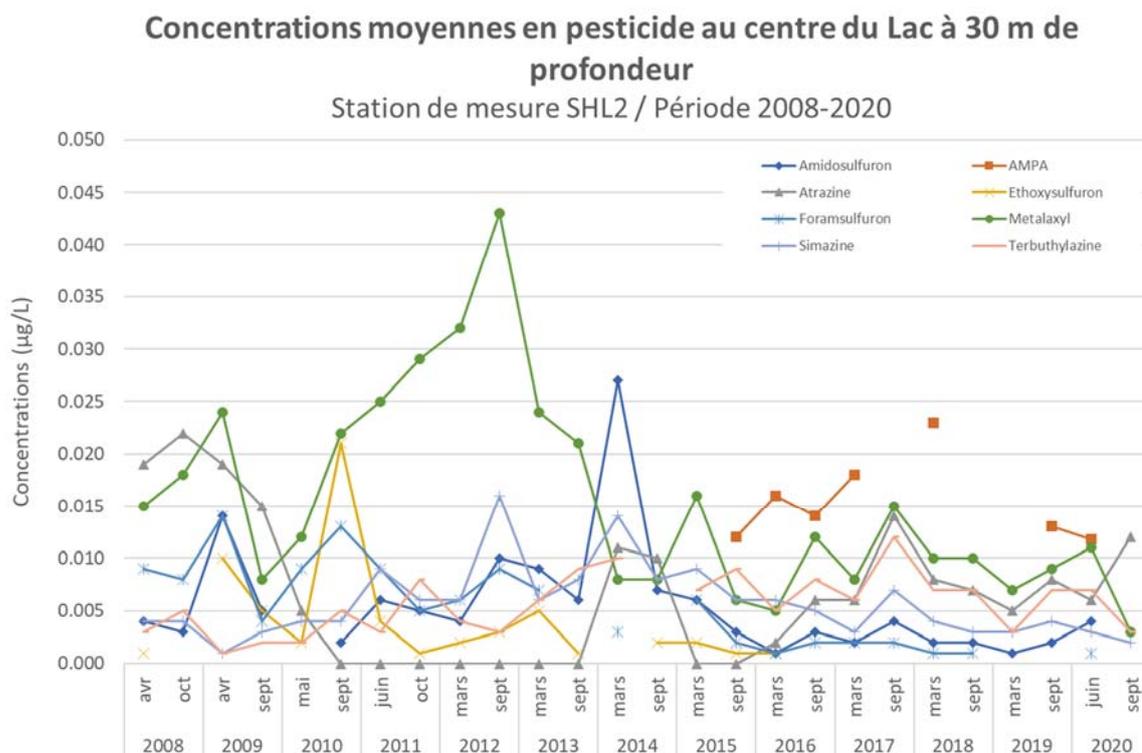


Figure 5 : Evolution des concentrations en divers pesticides à 30 m (station SHL2) de 2008 à 2020.

Figure 5 : Change in the concentrations of some pesticides at 30 m (SHL2) between 2008 and 2020.

Leurs concentrations restent en-dessous de la limite maximale autorisée par substance individuelle dans les eaux potables, qui est fixée à 0.1 µg/L (OPBD 2016, révision 2018). Du point de vue environnemental, les concentrations de ces substances sont également inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive européenne déterminant les NQE pour les eaux de surface (Directive 2008/105/EC). De même qu'elles sont inférieures aux limites légales selon l'Annexe 2 de l'OEaux (OEaux, 1998, révision 2020) ainsi qu'aux critères de qualité (CQE) mis en place pour la Suisse par le Centre Ecotox⁴ dont certaines ont été incluses dans la nouvelle version de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (révision 2020).

La figure 6A présente, à la profondeur de 30 m, les concentrations d'atrazine et de ses métabolites cumulés. A noter que depuis 2018, l'atrazine-deséthyl-desisopropyl-2-hydroxy et l'atrazine-deséthyl-2-hydroxy ne sont plus suivies, car les concentrations étaient très faibles. L'atrazine a été retirée du marché en France en 2003 et en Suisse en 2007. De manière cohérente, on observe une baisse des concentrations dans le Léman avec des concentrations non-détectables dès la fin 2010 (ORTELLI et al. 2011). Étonnamment, la concentration en atrazine remonte dès fin 2013 à 0.01 µg/L et atteint aujourd'hui des concentrations jusqu'à 0.023 µg/L à 305 m en septembre 2020. Les concentrations totales des métabolites, elles, diminuent, en cohérence avec l'interdiction de la substance. Cette augmentation est étonnante, mais aucune explication n'a pu être trouvée à cette date. Il sera donc important de suivre son évolution ces prochaines années.

Le foramsulfuron (Figure 6B), un herbicide dont les concentrations étaient proches de 0.9 µg/L en 2005, a vu ses concentrations diminuer jusqu'à des valeurs proches de la limite de quantification depuis 2014. Ceci est principalement dû à la diminution des rejets industriels.

Les concentrations en metalaxyl, un fongicide également en partie de source industrielle, ont également baissé pour se stabiliser en-dessous de 0.01 µg/L (Figure 6C). Cette année cependant, la concentration à 305 m en juin était de 0.02 µg/L. Il s'agit donc toujours d'une substance à suivre dans le Léman. Pour cette substance, il semble que des rejets ne soient plus observés dans le Rhône depuis 2014 (Bourgeois et al. 2021).

⁴ <https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>

Les concentrations d'amidosulfuron (Figure 6D) ont baissé depuis 2007 et étaient plus ou moins constantes jusqu'en 2019 au-dessous de 0.005 µg/L. Un pic est toutefois constaté en 2014, son origine industrielle a été identifiée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015). En 2020, une concentration de 0.011 µg/L a été observée en juin. La substance n'a plus été détectée à aucune profondeur en septembre. Cette substance n'est pas détectée dans le Rhône en 2020. Cependant elle l'a été en 2019. (Bourgeois et al. 2021).

L'AMPA (Figure 6E), produit de dégradation du glyphosate, mais également de nombreux tensio-actifs, analysé depuis 2015, était en augmentation jusqu'en 2018. Sa concentration a diminué à 100 m en 2019 mais restait plus élevée au fond du lac, à hauteur de 0.048 µg/L. En 2020, la concentration la plus élevée mesurée était de 0.029 µg/L à 305 m de profondeur.

Les concentrations en glyphosate fluctuent autour de 0.005 µg/L. Le glufosinate (herbicide total) n'est quant à lui pas décelé par les analyses.

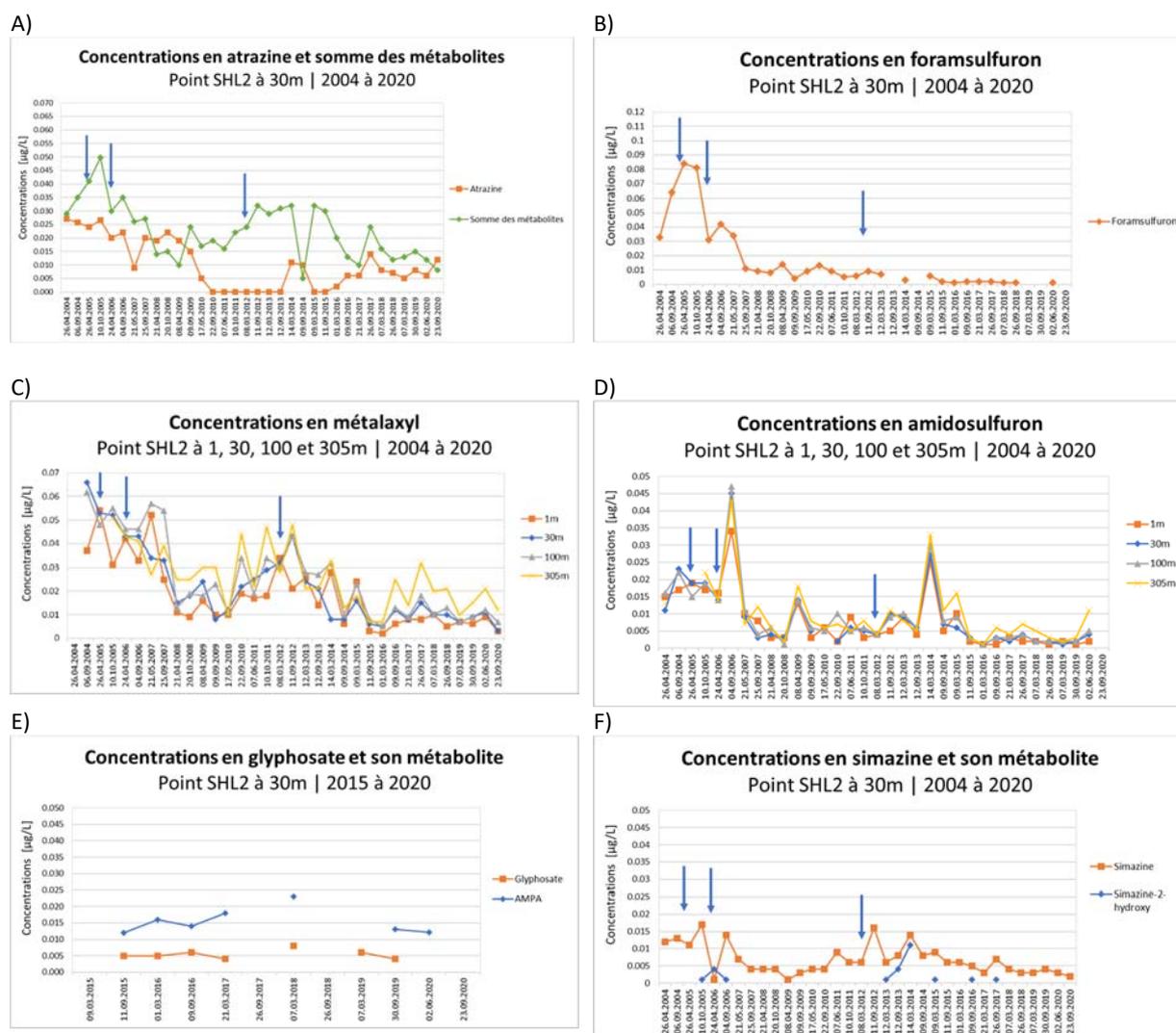


Figure 6 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) et brassages complets (flèches bleues) de 2004 à 2019. A) Atrazine et 6 de ses métabolites, B) Foramsulfuron et metalaxyl, C) Metolachlor et 2 de ses métabolites, D) Amidosulfuron, E) Glyphosate et AMPA et F) Simazine et son métabolite.

Figure 6 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) and complete mixing (blue arrows) between 2004 and 2019. A) Atrazine and its 6 metabolites, B) Foramsulfuron and metalaxyl, C) Metolachlor and its 2 metabolites, D) Amidosulfuron, E) Glyphosate and AMPA and F) Simazine and its metabolite.

Les concentrations en simazine (Figure 6F), proches de 0.004 µg/L entre 2008 et 2010, ont augmenté entre 2011 et 2014 avec un maximum à 0.016 µg/L. Depuis 2015, cette concentration diminue et atteint 0.004 µg/L depuis 2019. Cette substance est interdite à la vente en France depuis 2004 et en Suisse depuis 2007. L'augmentation entre 2011 et 2014 ne peut donc pas se justifier par son utilisation agricole. Comme pour l'atrazine, il sera important de suivre son évolution ces prochaines années.

L'ethoxysulfuron qui n'était plus détecté depuis septembre 2016 a été retrouvé en juin 2020 à 305m. Pour rappel, des concentrations élevées avaient été trouvées en 2010. Il n'est pas homologué en Suisse. L'hexaflumuron, un autre herbicide non homologué en Suisse a été détecté à des concentrations atteignant 0.009 µg/L en juin. De même le téflubenzuron a été détecté en juin 2020.

L'herbicide terbumeton n'est également plus détecté depuis 2016. Pour rappel il n'est plus homologué en Suisse et en France depuis 2002. En revanche, le fluometuron, un herbicide utilisé pour les cultures de coton et non homologué en Suisse et en France est détecté entre 0.001 et 0.004 µg/L depuis 2018.

Enfin, le fluazinam, l'indoxacarb et le propamocarb sont détectés à des concentrations légèrement en dessus de la limite de détection. Ils sont autorisés en Suisse.

Tableau 4 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 02 juin et le 23 septembre 2020 à quatre profondeurs.

Table 4 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 02 June and 23 September 2020 at four depths.

Concentrations (µg/L)	CQE ^a	NQE/ VG/vs ^b	1 m		30 m		100 m		305 m	
			juin	sept.	juin	sept.	juin	sept.	juin	sept.
2,6-dichlorobenzamide		-	0.002	0.002	0.004	0.003	0.004	0.003	0.004	0.004
Amidosulfuron		-	0.002		0.004		0.005		0.011	
AMPA	1500	452			0.0118		0.0122	0.012	0.0289	0,002
Atrazine		0.6	0.004	0.015	0.006	0.012	0.007	0.017	0.016	0.023
Atrazine-2-hydroxy*		-	0.002	0.002	0.003	0.002	0.004	0.003	0.005	0.004
Atrazine-desethyl*		-	0.003	0.005	0.005	0.004	0.006	0.006	0.009	0.007
Atrazine-desisopropyl*		-	0.002	0.004	0.004	0.002	0.005	0.004	0.005	0.005
Chlortoluron	0.6	0.1			0.002		0.002	0.002	0.003	0.002
Cyproconazole	1.3	0.6	0.001		0.002		0.002	0.001	0.004	0.002
Diuron	0.07	0.2	0.002	0.005	0.002	0.006	0.003	0.008	0.002	0.01
Ethoxysulfuron		-							0.002	
Fluazinam		-			0.003					
Fluometuron		-		0.001	0.002		0.002	0.002	0.004	0.004
Foramsulfuron	0.017	-	0.001		0.001		0.001		0.002	
Glyphosate	120	28		0.005						
Hexaflumuron		-	0.002		0.009		0.005			
Iodosulfuron-méthyl		-			0.001		0.001		0.003	
Indoxacarb		-			0.004		0.002		0.001	
Isoproturon	0.64	0.3							0.001	0.001
Linuron	0.26	1.0		0.004	0.001	0.005	0.001	0.016	0.001	0.007
Mecoprop	3.6	20	0.004		0.003		0.002	0.002		
Metalaxyl	20	20	0.009	0.003	0.011	0.003	0.012	0.007	0.021	0.012
Metobromuron		-							0.002	0.001
Métolachlore	(-S) 0.69	-	0.001	0.003	0.002	0.002	0.003	0.003	0.005	0.005
Prometryne		-			0.001				0.002	0.003
Propamocarb	1000	-		0.001						
Propiconazole		-	0.002	0.001	0.003		0.003	0.003	0.005	0.004
Simazine		1.0	0.002	0.004	0.003	0.002	0.005	0.004	0.007	0.004
Teflubenzuron		-			0.002					

Concentrations (µg/L)	CQE ^a	NQE/ VG/vs ^b	1 m		30 m		100 m		305 m	
			juin	sept.	juin	sept.	juin	sept.	juin	sept.
Terbuthylazine	0.22	0.06	0.005	0.006	0.007	0.003	0.007	0.005	0.008	0.006
Terbuthylazine, Deséthyl-*		-	0.004	0.007	0.006	0.002	0.006	0.005	0.006	0.005
Terbuthylazine-2-hydroxy*		-	0.002	0.004	0.004		0.004	0.003	0.005	0.004
Terbutryne	0.065		0.001		0.001				0.001	
Somme des concentrations en pesticides			0.051	0.072	0.108	0.046	0.104	0.106	0.165	0.115
Concentration maximal observée			0.012	0.015	0.012	0.012	0.029	0.017	0.021	0.023
Nombres de substances détectées			19	17	28	12	24	19	27	20

(a) Critères de qualités environnementales. Base de données du Centre Ecotox; <https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>. En gras, les valeurs qui ont été introduites dans la nouvelle version de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (OEaux) en Suisse.

(b) Normes des qualités environnementales (NQE) ou valeurs guides (VG) ou valeurs seuils (vs) : Ineris <https://substances.ineris.fr/fr/page/9>

En gras : concentration individuelle supérieure ou égale à 0.01 µg/L.

4.3 MEDICAMENTS

La surveillance des résidus médicamenteux a été légèrement modifiée en 2020 en rajoutant une campagne de prélèvement en janvier à celles de juin et septembre ainsi que des profondeurs à 1 et 305 m en plus de 15 et 100 m. L'annexe 2 liste toutes les substances analysées. Les résultats sont présentés dans le tableau 5. Aucun dépassement des valeurs limites existantes au niveau Suisse n'est observé.

Tableau 5 : Résidus médicamenteux quantifiés dans le Léman à la station SHL2 en 2020

Table 5 : Pharmaceuticals detected in Lake Geneva samples at SHL2 in 2020

Concentrations (µg/L)		CQE ^(a)	1 m			15 m			100 m			305 m		
			Jan.	Juin	Sept									
Acide méfénamique	Anti-inflammatoire	1								0.001				
Atenolol	Bêta-bloquant							0.02						
Bupivacaïne	Anesthésiant	-					0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.003	0.004	0.003
Carbamazépine	Anti-épileptique	2	0.009	0.007	0.002	0.009	0.009	0.004	0.011	0.012	0.010	0.019	0.023	0.015
Carisoprodol	Myorelaxant	-	0.014	0.014	0.011	0.015	0.016	0.010	0.019	0.018	0.024	0.027	0.040	0.027
Guanylurea	Métabolite metformine	-	0.311			0.195			0.199			0.127		
Mémantine	Maladie Alzheimer		0.013			0.014	0.011		0.021	0.023	0.018	0.034	0.046	0.036
Mepivacaïne	Anesthésiant	-	0.008			0.007	0.006		0.012	0.009	0.012	0.020	0.025	0.030
Metformine	Antidiabétique	160	0.506	0.366	0.352	0.469	0.438	0.371	0.174	0.244	0.315	0.143	0.060	0.090
Méthénamine	Antiseptique	-	0.076			0.072			0.066			0.036	0.075	
Prilocaine	Anesthésiant	-	0.002	0.001	0.003	0.002	0.003	0.003	0.003	0.004	0.008	0.004	0.008	0.013
Sulfaméthazine	Antibiotique	30000	0.015	0.001		0.020			0.021			0.012		
Tramadol	Antalgique		0.003		0.001	0.003	0.001	0.003	0.003	0.003	0.004	0.003	0.003	0.004
Trimétazidine	Angine de poitrine/vertige											0.004	0.002	0.003

(a) Critère de qualité environnementale chronique (<https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>)

Sur les 67 substances mesurées ayant un critère de qualité, aucune concentration ne dépasse cette valeur. Ce sont les mêmes substances qui ont été quantifiées en 2019 qui se retrouvent quantifiées en 2020 excepté l'atenolol qui a été quantifié pour la première fois ainsi que la sulfaméthazine (sulfonamide, antibactérien, à usage notamment vétérinaire). Le sulfaméthoxazole n'a pas du tout été quantifié en 2020 mais le laboratoire SCITEC le détecte dans les échantillons. Il a été demandé, dès avril 2021, d'effectuer, pour les futures campagnes, un enrichissement sur SPE (solide phase extraction) afin de descendre la LOQ à 1 ng/L. La ropivacaïne, ajoutée à la campagne de 2020 n'a pas été quantifiée.

La metformine, reste la substance médicamenteuse en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés (figure 7). La médiane est de 0.4 µg/L aux deux profondeurs. Depuis 2018, la teneur en guanylurée, produit de dégradation de la metformine, est aussi suivie. Cette substance n'est pas toujours détectée, néanmoins c'est le deuxième composé pharmaceutique le plus concentré dans les eaux du lac.

Cette substance, utilisée comme antidiabétique, est prescrite pour traiter les patients atteints de diabète de type 2 et particulièrement les patients en surpoids. Une utilisation comme coupe faim expliquerait aussi sa présence en forte concentration dans les eaux usées. Détectée dans 100 % des échantillons d'eau usées prélevés en 2020 en sortie de STEP du canton de Vaud, la concentration moyenne est de 17.6 µg/L avec des maximums allant jusqu'à 90.7 µg/L (Bilan 2020 de l'épuration Vaudoises, DGE-DIREV).

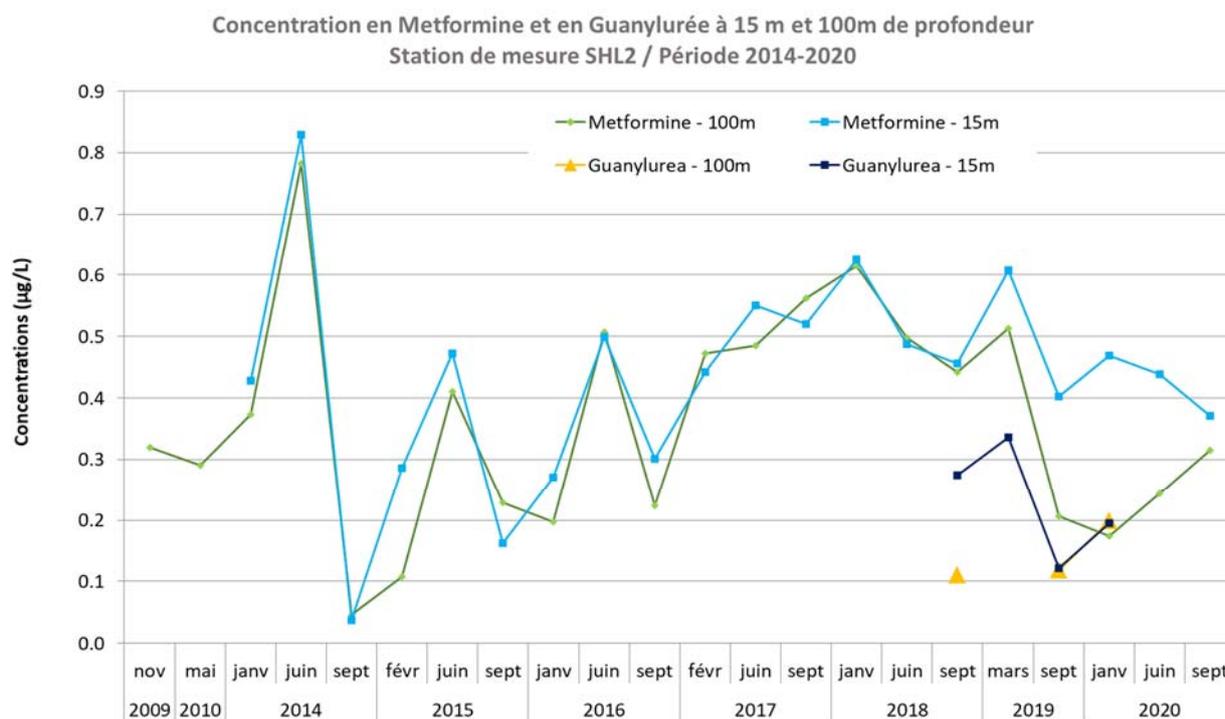


Figure 7 : Evolution des concentrations de metformine depuis 2014 et de son produit de dégradation la guanylurée.

Figure 7 : Change in metformin concentration since 2014 and its degradation product concentrations.

Les concentrations en méthénamine (antiseptique utilisé contre les infections urinaires ou contre l'hyperhidrose dans le cadre de la protection de la peau des porteurs de prothèse) sont toujours en dessous de celles de la metformine et de la guanylurée (Figure 8) mais supérieures à celles des autres composés recherchés dans le lac. Depuis le début des analyses dans les eaux du lac qui ont débutées fin 2017, ses concentrations varient entre 0.037 et 0.093 µg/L. La méthénamine est le deuxième principe actif le plus présent dans les eaux du Rhône amont après la metformine (BOURGEOIS et al. 2021). Auparavant fabriqué dans une usine du Bas-Valais, sa présence est expliquée aussi par les rejets des STEPs qui au niveau du Rhône représente 10 % des concentrations retrouvées (BERNARD et al., 2020).

Quant à la carbamazépine, au carisoprodol et à la mépivacaïne, leur présence se confirme année après année au sein du lac. Néanmoins, leurs concentrations ont bien diminuées (KLEIN, 2018), témoignant ainsi d'une réduction de la source de pollution en lien avec des rejets industriels. Depuis quelques années leurs concentrations (Figure 8) oscillent autour de 0.01 µg/L pour la carbamazépine et la mépivacaïne et autour de 0.02 µg/L pour le carisoprodol. De même nous observons une diminution des concentrations de la mémantine, avec des concentrations autour de 0,020 µg/L pour 2020. Produite dans le bassin versant du Valais depuis 2014 (BERNARD et al., 2016), son analyse dans les eaux du lac est effectuée depuis fin 2016. Les charges calculées dans les eaux du Rhône montrent une baisse importante dès 2018 (BOURGEOIS et al. 2021).

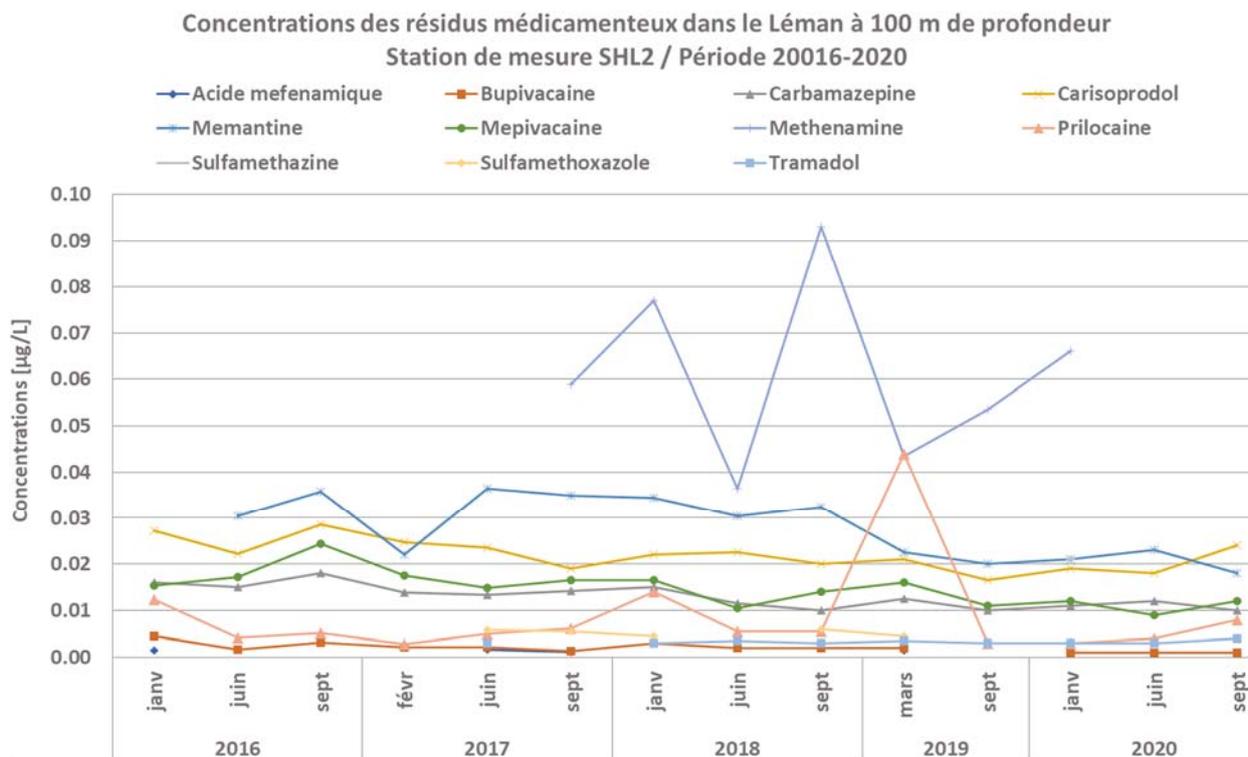


Figure 8 : Evolution des concentrations en résidus médicamenteux depuis 2016 à 100 m de profondeur (station SHL2).

Figure 8 : Change in some pharmaceutical concentrations since 2016 at 100 m depth (SHL2).

En 2020, le suivi des médicaments est effectué à 4 profondeurs : 1m, 15 m et 100 m et 305 m. La figure 9 ci-dessous montre les concentrations aux 4 profondeurs pour 7 de ces composés. Les concentrations sont plus élevées en profondeur exceptée pour la metformine pour laquelle les concentrations dans les couches profondes sont plus faibles qu'en surface. Ceci montre une dynamique différente au sein du lac influencé par le sédiment et la source d'apport.

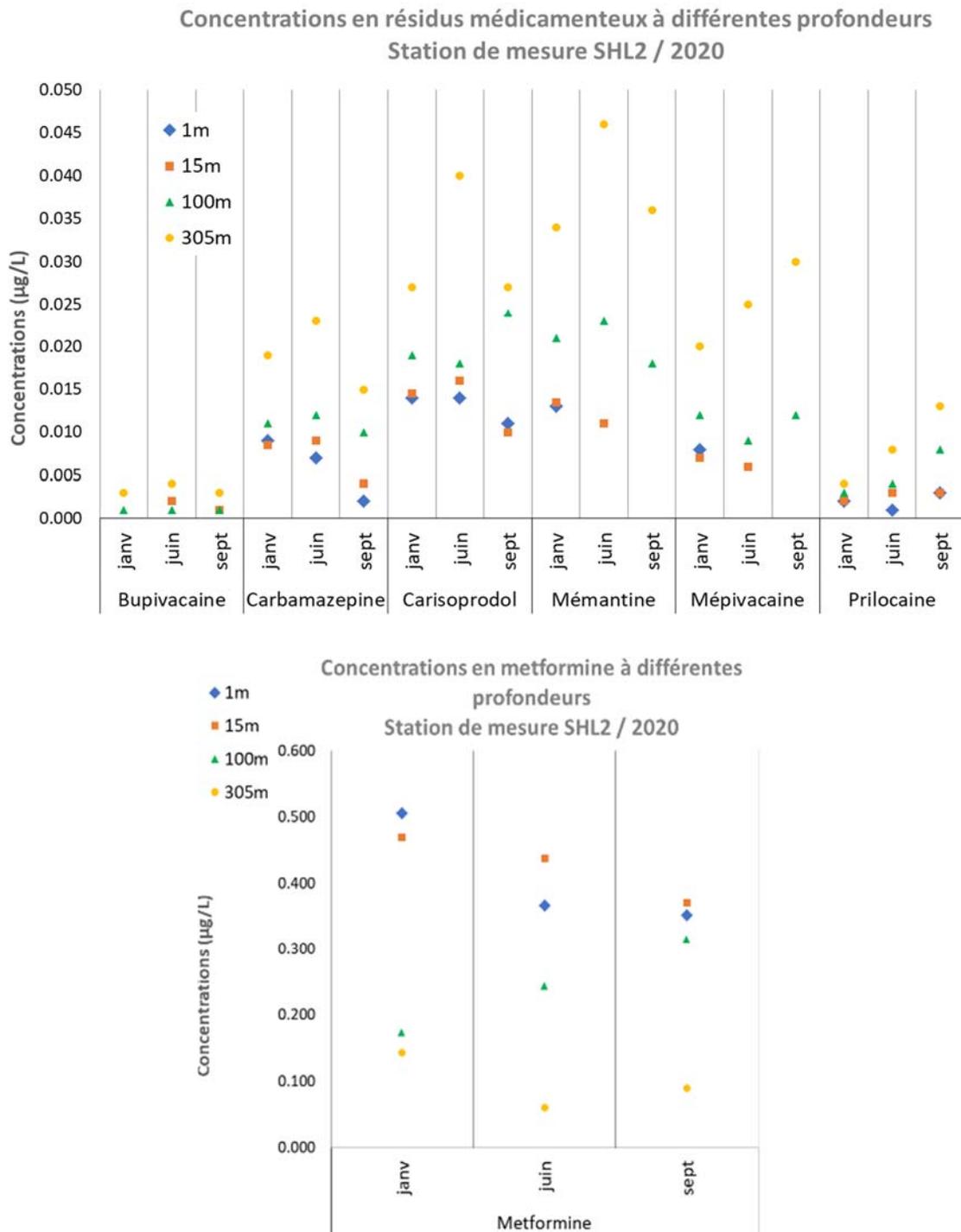


Figure 9 : Comparaison des concentrations (en µg/L) en résidus médicamenteux trouvées en 2020 aux différentes profondeurs (station SHL2).

Figure 9 : Comparison in some pharmaceutical concentrations find in 2020 at different depth (SHL2).

4.4 AUTRES SUBSTANCES

En 2014, le 1,4-Dioxane (solvant utilisé en industrie chimique) a été détecté dans des eaux souterraines du Valais faisant parties du réseau NAQUA de la confédération (BERNARD *et al*, 2016). Rajouté depuis dans le suivi des micropolluants dans les eaux du Léman au point SHL2, ses concentrations oscillent entre 0.19 et 0.41 µg/L (Figure 10) Il n'est pas toujours quantifié et les concentrations maximales observées restent en dessous de la limite légale Suisses dans l'eau potable de 6 µg/L (Annexe 2, OPBD 2016).

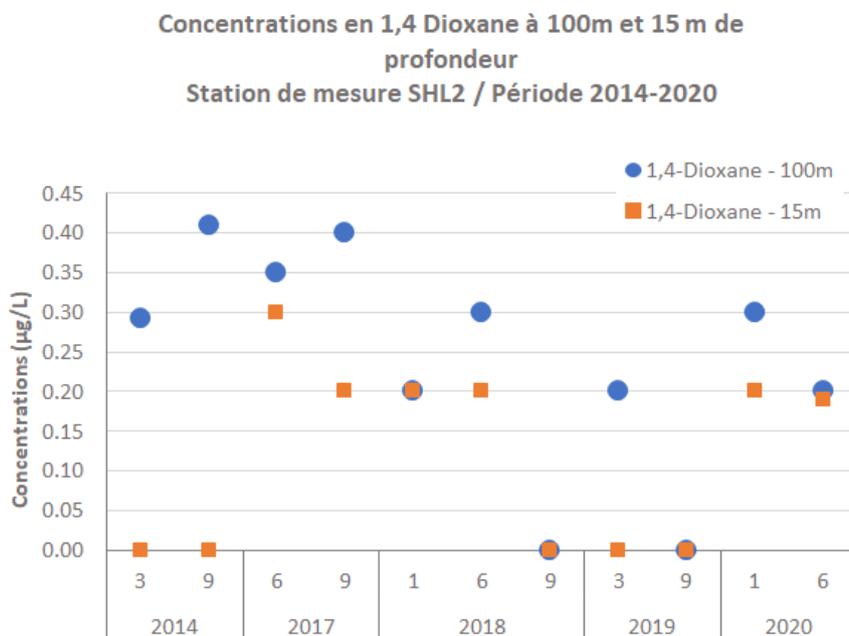


Figure 10 : Concentrations (µg/L) en 1,4-Dioxane à SHL2 à 15 et 100 m de profondeur

Figure 10 : Concentrations (µg/L) of 1,4-Dioxane in SHL2 at 15 and 100 m depth

Le 1^{er} avril 2019, un communiqué de presse du Canton du Valais annonçait une contamination des eaux souterraines par la benzidine depuis la décharge de Gamsenried en Valais. Les premières analyses dans les eaux du Léman ont débuté en septembre 2019 et ces analyses ont été reconduites dans les campagnes de 2020. Compte tenu que la benzidine est facilement dégradée en présence d'oxygène ainsi que par les UV, le métabolite 4-Aminobiphenyl y est également recherché.

Entre 2019 et 2020, les analyses n'ont pas montré de présence de la Benzidine et de son métabolite au seuil de quantification analytique de 0.001 µg/L.

Le benzotriazole et le tolyltriazole sont des additifs anticorrosifs employés en industrie mais aussi se retrouvant dans les eaux usées de par leur utilisation dans des produits de consommation courante (détergent pour lave-vaisselle, matériel inoxydable...). Ils sont retrouvés dans 100 % des échantillons des eaux usées en sortie de STEP au niveau du canton de Vaud et ainsi que dans les rivières (Bilan 2020 de l'épuration Vaudoises, DGE-DIREV). Au niveau du Rhône, les charges annuelles respectives en 2020 sont de 112 Kg et 100 kg (BOURGEOIS *et al.* 2021). Au niveau du Léman, des analyses effectuées entre 2005 et 2010 indiquaient la présence de ces substances dans ses eaux (Figure 11) à des concentrations variant entre 0.034 et 0.22 µg/L. Les concentrations en benzotriazole observées en 2005 sont 4 fois plus élevées que celles de 2020 indiquant une baisse d'apport au lac. En 2020, les deux substances sont détectées en janvier et juin avec des concentrations maximales de 0.045 µg/L pour le benzotriazole et de 0.028 µg/L pour le tolyltriazole. Les concentrations augmentent avec la profondeur (Figure 11).

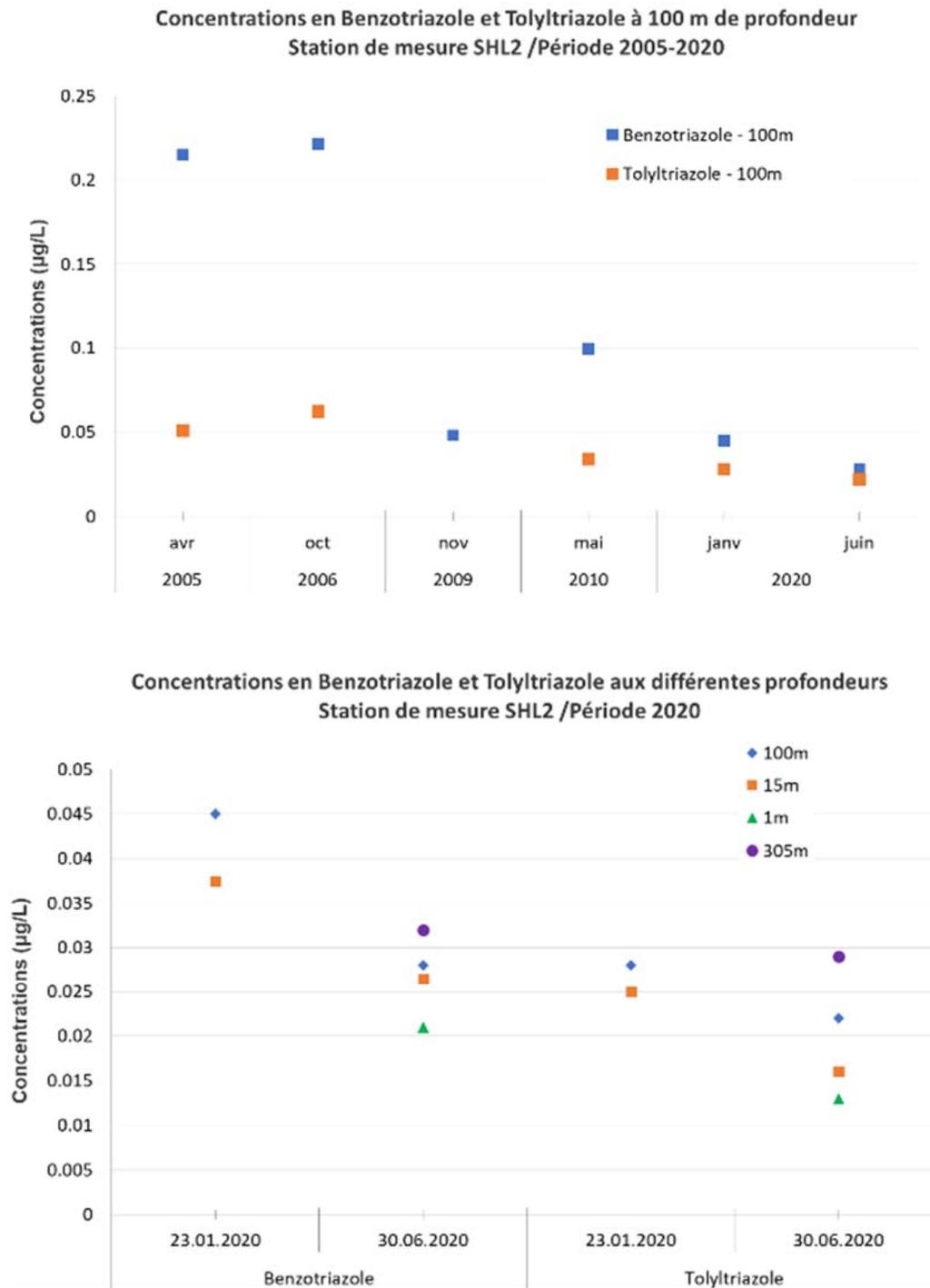


Figure 11 : Concentrations (µg/L) en Benzotriazole et Tolytriazole à SHL2

Figure 11 : Concentrations (µg/L) en Benzotriazole et Tolytriazole in SHL2

Le MTBE est un additif de l'essence remplaçant le plomb et parfois le benzène et d'autres hydrocarbures aromatiques. Il est aussi utilisé comme solvant ou comme agent d'extraction dans l'industrie. Son analyse dans les eaux du Léman a été ajoutée en 2020 et il n'a pas été détecté dans les échantillons.

5. CONCLUSIONS

Aucun dépassement des limites légales existantes n'a été mis en évidence lors du suivi des micropolluants dans les eaux du Léman à la station SHL2 en 2020.

Pour les pesticides, il sera important de suivre l'évolution des concentrations en atrazine et simazine, deux herbicides interdits en Suisse, mais toujours bien présents dans le lac avec, pour l'atrazine, une tendance à l'augmentation qui n'est, à ce jour, pas expliquée. Les normes de qualité environnementale pour certains insecticides comme les pyréthriinoïdes ou les néonicotinoïdes étant inférieures à 0.1 µg/L selon la révision de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (2020), il sera important de les rajouter lors de prochaines campagnes.

L'extension des analyses de médicaments à plusieurs profondeurs met en évidence des tendances et donc l'importance du choix de ces profondeurs pour les campagnes futures. La metformine reste le composé le plus présent au niveau des produits pharmaceutiques suivi par son métabolite, la Guanylurée, puis la méthénamine.

6. BIBLIOGRAPHIE

BERNARD, M. et MANGE, P. (2016) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, p121, p155.

BERNARD, M., MANGE, P. et MAEDER, I., (2020) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, p136.

BOURGEOIS, H., JAUSSE, M. et PRALONG, T. (2021) : Micropolluants dans les eaux du Rhône Amont. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.

DIRECTIVE 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE, JO L 348 du 24.12.2008, p. 84–97

DIRECTIVE CE/98/83 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Journal officiel n° L 330 du 05/12/1998 p. 0032 - 0054

DGE-DIREV, Bilan 2020 de l'épuration Vaudoise, Direction générale de l'environnement (DGE), Direction de l'environnement industriel, urbain et rural (DIREV),

OEaux (1998, révision 2020) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er avril 2020) (Suisse).

ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F., RAMSEIER, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.

OPBD 2016 : Ordonnance du DFI du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (Suisse).

KLEIN, A., PLAGELLAT, C. (2018) , Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, p76.

SCHALLER T. et WEHRLI B : Geochemical-Focusing of Manganese in Lake Sediments – An indicator of Deep-Water Oxygen Conditions, Aquatic Geochemistry 2 : 359-378, 1997.

Base de données des critères de qualité du centre Ecotox : <https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>

Base de données NQE Ineris : Ineris <https://substances.ineris.fr/fr/page/9>

7. ANNEXES

ANNEXE 1 – Liste des éléments trace métalliques

Aluminium	Cérium	Mercure	Titane
Antimoine	Chrome	Molybdène	Tungstène
Argent	Cobalt	Nickel	Uranium
Arsenic	Cuivre	Plomb	Vanadium
Baryum	Fer	Rubidium	Zinc
Bore	Gadolinium	Strontium	
Cadmium	Manganèse	Thallium	

ANNEXE 2 – Liste des pesticides recherchés

Paramètres	N° CAS	Catégorie	LOQ [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Abamectine	71751-41-2	Insecticide	0.001	0.1 ²
Acétochlore	34256-82-1	Herbicide	0.001	0.1 ²
Amétryne	834-12-8	Herbicide	0.001	0.1 ²
Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide	0.001	0.1 ²
AMPA	1066-51-9	Métabolite	0.01	1500 ¹ /0.1 ²
Atrazine	1912-24-9	Herbicide	0.001	0.1 ²
Atrazine,2-hydroxy-	2163-68-0	Métabolite, Herbicide Atrazine	0.001	0.1 ²
Atrazine,Déséthyl-	6190-65-4	Métabolite, Herbicide Atrazine	0.001	0.1 ²
Atrazine,Déséthyl-2-hydroxy-	19988-24-0	Métabolite, Herbicide Atrazine	0.001	0.1 ²
Atrazine,Désisopropyl-	1007-28-9	Métabolite, Herbicide Atrazine	0.001	0.1 ²
Atrazine,Désisopropyl-2-hydroxy-	7313-54-4	Métabolite, Herbicide Atrazine	0.001	0.1 ²
Atrazine-desethyl-desisopropyl	3397-62-4	Métabolite, Herbicide Atrazine	0.001	0.1 ²
Azoxystrobine	131860-33-8	Fongicide	0.001	0.2 ¹ /0.1 ²
Bendiocarbe	22781-23-3	Insecticide	0.001	0.1 ²
Benoxacor	98730-04-2	Phytoprotecteur	0.001	0.1 ²
Bentazone	25057-89-0	Herbicide	0.001	270 ¹ /0.1 ²
Benthiavalicarb-isopropyl	177406-68-7	Fongicide	0.001	0.1 ²
Bicyclopyrone	352010-68-5	Herbicide	0.001	0.1 ²
Boscalid	188425-85-6	Fongicide	0.001	12 ¹ /0.1 ²
Buprofézine	953030-84-7	Insecticide	0.001	0.1 ²
Carbendazime	10605-21-7	Fongicide	0.001	2 ¹ /0.1 ²
Carbofuran	1563-66-2	Insecticide	0.001	0.1 ²
Chlodinafop-propargyl	105512-06-9	Insecticide	0.001	0.1 ²
Chloridazon	1698-60-8	Herbicide	0.001	10 ¹ /0.1 ²
Chlorobromuron	13360-45-7	Herbicide	0.001	0.1 ²
Chlorotoluron	15545-48-9	Herbicide	0.001	0.6 ¹ /0.1 ²
ChlorothalonilR417888		Métabolite	0.025	0.1 ²
ChlorothalonilR471811		Métabolite	0.025	0.1 ²
ChlorothalonilSYN507900		Métabolite	0.025	0.1 ²
Clofentezine	74115-24-5	Acaricide	0.001	0.1 ²
Clomazone	81777-89-1	Herbicide	0.001	0.1 ²
Cloquintocet-methyl	99607-70-2	Phytoprotecteur	0.001	0.1 ²
Cyclosulfamuron	136849-15-5	Herbicide	0.001	0.1 ²
Cycloxydime	101205-02-1	Herbicide	0.001	0.1 ²
Cyproconazole	94361-06-5	Fongicide	0.001	1.3 ¹ /0.1 ²
Cyprodinil	121552-61-2	Fongicide	0.001	0.33 ¹ /0.1 ²
Cyromazine	66215-27-8	Insecticide	0.001	0.1 ²

Paramètres	N° CAS	Catégorie	LOQ [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Diafenthuron	80060-09-9	Insecticide	0.001	0.1 ²
Dichlorobenzamide, 2,6	2008-58-4	Métabolite, Fongicide Fluopicolide	0.001	0.1 ²
Dicrotophos	141-66-2	Insecticide	0.001	0.1 ²
Dicyclanile	112636-83-6	Insecticide	0.001	0.1 ²
Difénoconazole	119446-68-3	Fongicide	0.001	0.1 ²
Difénoxuron	14214-32-5	Herbicide	0.001	0.1 ²
Dimefuron	34205-21-5	Herbicide	0.001	0.1 ²
Diméthachlore	50563-36-5	Herbicide	0.001	0.12 ¹ /0.1 ²
Dimethoate	60-51-5	Insecticide	0.001	0.07 ¹ /0.1 ²
Diméthomorphe	110488-70-5	Fongicide	0.001	0.1 ²
Dinoseb	88-85-7	Herbicide	0.001	0.1 ²
Dinoterb	609-030-00-4	Herbicide	0.001	0.1 ²
Diuron	330-54-1	Herbicide	0.001	0.07 ²
Endosulfan sulfate	1031-07-8	Métabolite, Insecticide	0.001	0.1 ²
Epoxiconazole	133855-98-8	Fongicide	0.001	0.2 ¹ /0.1 ²
Ethiofencarbe	29973-13-5	Insecticide	0.001	0.1 ²
Éthoxysulfuron	126801-58-9	Herbicide	0.001	0.1 ²
Fenarimol	60168-88-9	Fongicide	0.001	0.1 ²
Fenhexamide	126833-17-8	Fongicide	0.001	0.1 ²
Fenpropidine	67306-00-7	Fongicide	0.001	0.1 ²
Fenpropimorphe	67564-91-4	Fongicide	0.001	0.1 ²
Fenpyrazamine	473798-59-3	Fongicide	0.001	0.1 ²
Fénuron	101-42-8	Herbicide	0.001	0.1 ²
Fluazifop-butyl	69806-50-4	Herbicide	0.001	0.1 ²
Fluazinam	79622-59-6	Fongicide	0.001	0.1 ²
Fludioxonil	131341-86-1	Fongicide	0.001	0.1 ²
Fluometuron	2164-17-2	Herbicide	0.001	0.1 ²
Fluroxypyr	69377-81-7	Herbicide	0.001	0.1 ²
Flurprimidol	56425-91-3	Régulateur de croissance	0.001	0.1 ²
Flusilazole	85509-19-9	Fongicide	0.001	0.1 ²
Foramsulfuron	173159-57-4	Herbicide	0.001	0.017 ¹ /0.1 ²
Furalaxyl	57646-30-7	Fongicide	0.001	0.1 ²
Furathiocarb	65907-30-4	Insecticide	0.001	0.1 ²
Glyphosate	1071-83-6	Herbicide	0.01	120 ¹ /0.1 ²
Hexaflumuron	86479-06-3	Insecticide	0.001	0.1 ²
Imidacloprid	138261-41-3	Insecticide	0.001	0.013 ²
Indoxacarb	144171-61-9	Insecticide	0.001	0.1 ²
Iodosulfuron-méthyl	144550-06-1	Herbicide	0.001	0.1 ²
Isoproturon	34123-59-6	Herbicide	0.001	0.64 ¹ /0.1 ²
Isopyrazam	881685-58-1	Fongicide	0.001	0.1 ²
Isoxabène	82558-50-7	Herbicide	0.001	0.1 ²
Lénacile	2164-08-1	Herbicide	0.001	0.1 ²
Linuron	330-55-2	Herbicide	0.001	0.26 ¹ /0.1 ²
Lufénurone	103055-07-8	Insecticide	0.001	0.1 ²
Mandipropamid	374726-62-2	Fongicide	0.001	3.6 ¹ /0.1 ²
Mecoprop	93-65-2	Herbicide	0.001	0.1 ²
Mépanipirim	110235-47-7	Fongicide	0.001	0.1 ²
Mésotrione	104206-82-8	Herbicide	0.001	0.1 ²
Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide	0.001	20 ¹ /0.1 ²
Métamitrone	41394-05-2	Herbicide	0.001	4.0 ¹ /0.1 ²
Métazachlore	67129-08-2	Herbicide	0.001	0.02 ²
Methamidophos	10265-92-6	Insecticide	0.001	0.1 ²
Methidathion	950-37-8	Insecticide	0.001	0.1 ²
Methoxyfenozide	161050-58-4	Insecticide	0.001	0.086 ¹ /0.1 ²
Metobromuron	3060-89-7	Herbicide	0.001	0.1 ²

Paramètres	N° CAS	Catégorie	LOQ [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Métolachlore	51218-45-2	Herbicide	0.001	0.69 ¹ /0.1 ²
Métribuzine	21087-64-9	Herbicide	0.001	0.1 ²
MCPA	94-74-6	Herbicide	0.001	0.058 ²
Molinate	2212-67-1	Herbicide	0.001	0.1 ²
Monolinuron	1746-81-2	Herbicide	0.001	0.1 ²
Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide	0.001	0.0087 ²
Orthosulfamuron	213464-77-8	Herbicide	0.001	0.1 ²
Oryzalin	19044-88-3	Herbicide	0.001	0.1 ²
Oxadixyl	77732-09-3	Fongicide	0.001	0.1 ²
Penconazole	66246-88-6	Fongicide	0.001	0.1 ²
Phosalone	2310-17-0	Insecticide	0.001	0.1 ²
Pinoxaden	243973-20-8	Herbicide	0.001	0.1 ²
Pirimicarbe	23103-98-2	Insecticide	0.001	0.09 ²
Pretilachlor	51218-49-6	Herbicide	0.001	0.1 ²
Profenofos	41198-08-7	Insecticide	0.001	0.1 ²
Prometryne	7287-19-6	Herbicide	0.001	0.1 ²
Propanil	709-98-8	Herbicide	0.001	0.1 ²
Propazine	139-40-2	Herbicide	0.001	0.1 ²
Propiconazole	60207-90-1	Fongicide	0.001	0.1 ²
Propoxur	114-26-1	Insecticide	0.001	0.1 ²
Propyzamide	23950-58-5	Herbicide	0.001	0.063 ¹ /0.1 ²
Prosulfocarb	52888-80-9	Herbicide	0.001	0.1 ²
Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide	0.001	0.1 ²
Pyrifenoxy	88283-41-4	Fongicide	0.001	0.1 ²
Pyriftalide	135186-78-6	Herbicide	0.001	0.1 ²
Pyriméthanyl	53112-28-0	Fongicide	0.001	0.1 ²
Sebuthylazine	7286-69-3	Herbicide	0.001	0.1 ²
Secbumeton	26259-45-0	Herbicide	0.001	0.1 ²
Simazine	122-34-9	Herbicide	0.001	0.1 ²
Simazine, 2-Hydroxy-	2599-11-3	Métabolite, Herbicide Simazine	0.001	0.1 ²
Solatenol	1072957-71-1	Fongicide	0.001	0.1 ²
Spinosad	168316-95-8	Insecticide	0.001	0.1 ²
Spiroxamine	118134-30-8	Fongicide	0.001	0.630 ¹ /0.1 ²
Sulfometuron-méthyl	74222-97-2	Herbicide	0.001	0.1 ²
Tébuconazole	107534-96-3	Fongicide	0.001	0.24 ¹ /0.1 ²
Tébufenpyrad	119168-77-3	Acaricide	0.001	0.1 ²
Tébutame	35256-85-0	Herbicide	0.001	0.1 ²
Teflubenzuron	83121-18-0	Insecticide	0.001	0.1 ²
Terbumeton	33693-04-8	Herbicide	0.001	0.1 ²
Terbuthylazine	5915-41-3	Herbicide	0.001	0.22 ¹ /0.1 ²
Terbuthylazine, Deséthyl-	30125-63-4	Métabolite, Herbicide Terbuthylazine	0.001	0.1 ²
Terbuthylazine-2-Hydroxy	66753-07-9	Métabolite, Herbicide Terbuthylazine	0.001	0.1 ²
Terbutryne	886-50-0	Herbicide	0.001	0.065 ²
Thiabendazole	148-79-8	Fongicide	0.001	0.1 ²
Thiaclopride	111988-49-9	Insecticide	0.001	0.01 ²
Thiaméthoxame	153719-23-4	Insecticide	0.001	0.042 ²
Thiobencarb	28249-77-6	Herbicide	0.001	0.1 ²
Thiocyclame	31895-21-3	Insecticide	0.001	0.1 ²
Triasulfuron	82097-50-5	Herbicide	0.001	0.1 ²
Trifloxysulfurone	145099-21-4	Herbicide	0.001	0.1 ²
Triflumuron	64628-44-0	Insecticide	0.001	0.1 ²
Trifluraline	1582-09-8	Herbicide	0.001	0.1 ²

1 : limite du centre ECOTOX

2 : limites annexe 2 OEaux, source d'eau potable

ANNEXE 3 – Liste des résidus médicamenteux recherchés

Paramètres	N° CAS	Catégorie	LOQ [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Acide méfénamique	61-68-7	Analgésique	0.001	1.1 ¹
17-alpha-éthynylestradiol	57-63-6	Hormone de synthèse	0.005	0.000037 ¹
Atenolol	29122-68-7	Bêta-bloquant	0.001	150 ¹
Azithromycine	83905-01-5	Antibiotique	0.010	0.19 ²
Benzonatate	104-31-4	Antitussif	0.001	
Beta-estradiol	58-28-2	Hormone	0.005	0.0004 ¹
Bezafibrate	41859-67-0	Hypolipémiant	0.001	2.3 ¹
Bupivacaine	38396-39-3	Anesthésique	0.001	
Carbamazepine	298-46-4	Antiépileptique	0.001	2.0 ¹
Carisoprodol	78-44-4	Anti-douleur	0.004	
Ceftiofur	80370-57-6	Antibiotique	0.004	
Ciprofloxacine	85721-33-1	Antibiotique	0.001	0.089 ¹
Clarithromycine	81103-11-9	Antibiotique	0.010	0.120 ¹
Clindamycin	18323-44-9	Antibiotique	0.002	
Cloxacillin	61-72-3	Antibiotique	0.001	
Cocaine	50-36-2	Stupéfiant	0.001	
Codeine	76-57-3	Analgésique/ narcotique	0.001	
Deanol	108-01-0	Cosmétique/Traitement asthénie	0.100	
Dexamethason	50-02-2	Anti-inflammatoire	0.004	
Diazépam	439-14-5	Anxiolytique	0.004	
Diclofénac	15307-86-5	Analgésique	0.010	0.050 ²
Estriol	50-27-1	Hormone	0.005	
Estrone	53-16-7	Hormone	0.005	0.0036 ¹
Fénofibrate	49562-28-9	Traitement cholestérol	0.001	
Furosémide	54-31-9	Diurétique	0.004	
Guanylurée		Produit dégradation Metformine	0.050	
Gemfibrozil	25812-30-0	Hypolipémiant	0.004	
Héroïne	561-27-3	Antalgique/narcotique	0.001	
Ibuprofène	15687-27-1	Analgésique	0.004	0.011 ¹
Irbérsartan	138402-11-6	Antihypertenseur	0.004	700 ¹
Kétoprofène	22071-15-4	Analgésique	0.004	
Lorazépam	846-49-1	Anxiolytique	0.001	
Mémantine	19982-08-2	Traitement Alzheimer	0.010	
Mépipvacaine	96-88-8	Anesthésique local	0.004	
Metformine	657-24-9	Antidiabétique	0.010	160 ¹
Méthadone	76-99-3	Analgésique/ narcotique	0.004	
Méthénamine	100-97-0	Antiseptique	0.010	
Métoprolol	37350-58-6	Bêta-bloquant	0.004	8.6 ¹
Métronidazole	443-48-1	Antibiotique	0.004	
Mirtazapine	85650-52-8	Antidépresseur	0.004	
Morphine	57-27-2	Antalgique/narcotique	0.001	
Nadolol	42200-33-9	Bêta-bloquant	0.004	
Naproxène	22204-53-1	Analgésique	0.001	1.7 ¹

Paramètres	N° CAS	Catégorie	LOQ [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Norfloxacine	70458-96-7	Antibiotique	0.001	
Oxazépam	604-75-1	Anxiolytique	0.001	
Pantoprazole	102625-70-7	Traitement Ulcère	0.001	
Paracétamol	103-90-2	Analgésique	0.001	
Pravastatine	81093-37-0	Hypolipémiant	0.001	
Prilocaine	721-50-6	Anesthésique	0.001	
Primidone	125-33-7	Analgésique	0.004	
Propranolol	525-66-6	Bêta-bloquant	0.001	0.16 ¹
Ribavirine	36791-04-5	Virostatique	0.100	
Rispéridone	106266-06-2	Antipsychotique	0.001	
Ropivacaine	84057-95-4	Anesthésiant	0.010	
Sertraline	79617-96-2	Psychotrope	0.001	
Simvastatine	79902-63-9	Hypolipémiant	0.004	
Sulfadiméthoxine	122-11-2	Antibiotique	0.004	
Sulfaméthazine	57-68-1	Antibiotique	0.001	30 ¹
Sulfaméthoxazole	723-46-6	Antibiotique	0.004	0.6 ¹
Ticlopidine	55142-85-3	Antiagrégant plaquettaire	0.001	
Torasémide	56211-40-6	Anti-Hypertenseur	0.001	
Tramadol	27203-92-5	Antalgique, narcotique	0.001	
Trimétazidine.2HCl	13171-25-0	Traitement vertige et angine poitrine	0.001	
Tylosine	1401-69-0	Bactériostatique macrolide	0.004	
Venlafaxine	93413-69-5	Antidépresseur	0.004	
Xipamide	14293-44-8	Diurétique	0.004	
Zolpidem	82626-48-0	Somnifère	0.001	

1 : limite du centre ECOTOX

2 : limites annexe 2 OEaux

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE UPPER RHÔNE RIVER

CAMPAGNE 2020

Hélène BOURGEOIS, Marion JAUSSE, et Thierry PRALONG

SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT – AVENUE DE LA GARE 25 - CH – 1950 SION

RÉSUMÉ

Cent-trente pesticides, trente-huit principes actifs pharmaceutiques (dont la guanylurée, produit de dégradation de la metformine), deux anticorrosifs, quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2020. Aucun pesticide n'a dépassé les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Sur les 38 principes actifs pharmaceutiques recherchés, certains sont retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations encore très importantes avec un maximum de 1.6 µg/L qui a été mesuré pour la guanylurée.

En termes de charges annuelles (flux en kg/an), les quantités totales de pesticides ayant transités par le Rhône en 2020 s'élevèrent à 250 kg (contre 280 kg en 2019, 308 kg en 2018, 444 kg en 2017 et 577 kg en 2016). Cette diminution de la charge en pesticides poursuit la tendance vers une baisse générale observée ces dernières années. La charge des principes actifs pharmaceutiques d'origine industrielle est de 145 kg, similaire aux 132 kg de 2019 (contre 341 kg en 2018 et 672 kg en 2017). Bien que la charge en 1,4-dioxane soit en augmentation par rapport à 2019 (estimée à 798 kg contre 182 kg en 2019), elle reste très inférieure aux 6 tonnes estimées en 2014.

ABSTRACT

One hundred and thirty pesticides, thirty eight active pharmaceutical ingredients (with guanylyurea the degradation product of metformin), two anti-corrosion agents and four organic compounds (1,4 dioxane and methyl tertbutyl ether - MTBE, benzidin and 4-aminobiphenyl) were systematically analyzed throughout 2020 in the waters of the Rhône River upstream of Lake Geneva. No pesticide exceeded the requirements of the Waters Protection Ordinance (OEaux). On 38 active pharmaceutical ingredients that were sought, some were found at very high concentrations in the waters of the Rhône River with a maximum of 1.6 µg/L for the product guanylyurea.

In terms of annual fluxes, total quantities of pesticides transiting through the Rhône River in 2020 were quantified to 250 kg (versus 280 kg in 2019, 308 kg in 2018, 444 kg in 2017 and 577 kg in 2016). This decrease follows the general trend that was observed these past years. Active pharmaceutical ingredients of industrial origin in 2020 stayed relatively constant (145 kg) compared to 2019 (132 kg, 341 kg in 2018 and 672 kg in 2017). The load of 1,4-dioxane was estimated to 798 kg, which is an increase compared to 2019 (182 kg). But, in comparison with 2014 (6 tons), the flux of 1,4-dioxane tremendously decreased in the Rhône within the past years.

1. INTRODUCTION

Depuis janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a été mis en place par le Service de l'Environnement (SEN) du canton du Valais.

Le suivi de la qualité des eaux du Rhône s'effectue notamment par des mesures de pesticides utilisés en agriculture, dans le privé et issus des productions industrielles ainsi que de certaines substances pharmaceutiques, dites « Active Pharmaceutical Ingredient » (API) qui proviennent de l'industrie ou de la consommation domestique. Ces données permettent également de contrôler si les mesures prises par les industries du bassin versant du Rhône sont efficaces ; de vérifier la bonne corrélation entre les résultats du Rhône et les analyses d'autocontrôle effectuées chaque année par les entreprises ; ainsi que le respect des exigences de la ligne directrice cantonale valaisanne en matière de micropolluants de 2008 (SPE-VS, 2008).

Les échantillons sont prélevés à la Porte du Scex, une station hydrologique de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) à moins de 10 kilomètres en amont du Léman. Les débits du Rhône sont mesurés chaque jour et permettent le calcul des charges annuelles des pesticides et produits pharmaceutiques (API).

Ce rapport présente les résultats des investigations réalisées en 2020 et les compare avec ceux obtenus au cours des 9 années précédentes (2011-2019). Chaque année, la liste des substances analysées augmente pour suivre au plus près les micropolluants des activités agricoles, domestiques et industrielles du Valais qui peuvent polluer les eaux du Léman. En effet, 75 % des eaux qui alimentent le lac proviennent du Rhône.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1 RHONE - PORTE DU SCEX

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex (coordonnées 2'557'659 / 1'133'280) est intégrée dans le réseau national de surveillance continue des cours d'eau suisses (NADUF) de la Confédération (figure 1). Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage a été modifié spécifiquement pour l'analyse des micropolluants, de manière à collecter un échantillon moyen de 2 litres pendant 14 jours à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre au sein d'une enceinte réfrigérée à 5°C. Dès la fin du prélèvement, l'échantillon est expédié rapidement au laboratoire en charge des analyses (Scitec Research SA). Vingt-six échantillons moyens sur 14 jours ont ainsi été prélevés et analysés en 2020 (tableau 2, Annexes).

2.2 RHONE AMONT ET AVAL DE VIEGE ET DE MONTHEY

Le 10 mars et le 17 novembre 2020, des échantillons moyens sur 24 heures ont été prélevés dans le Rhône, sur 5 points, en amont et en aval de Viège, en aval de Martigny et en amont-aval de Monthey, permettant ainsi d'évaluer ponctuellement l'impact des grands sites industriels. Les deux périodes de prélèvements correspondent à des périodes d'étiage du Rhône. A la fin du prélèvement, les échantillons ont été expédiés au laboratoire en charge des analyses (Scitec Research SA), pour déterminer la concentration de l'ensemble des substances (tableau 3, Annexes).

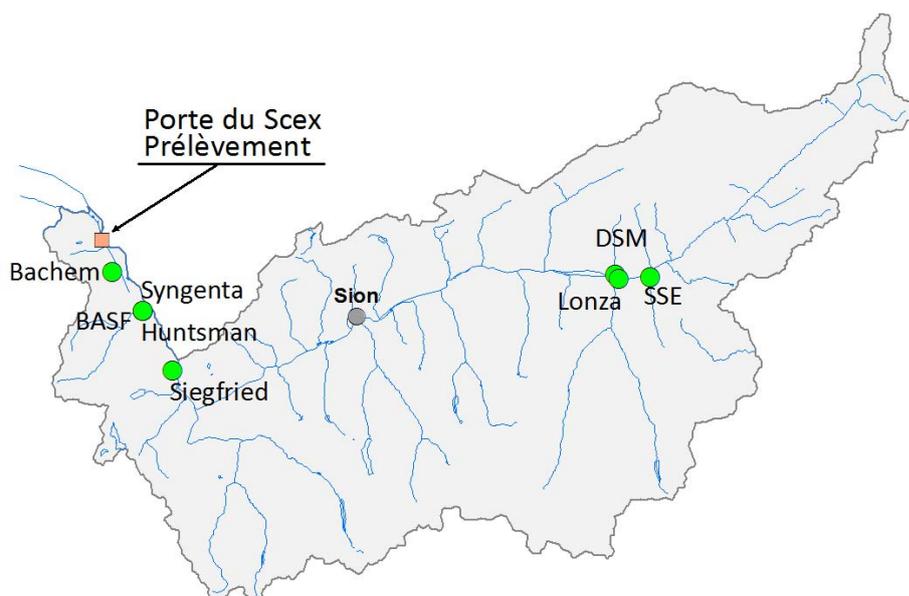


Figure 1 : Localisation de la station Porte du Scex sur le Rhône (ID OFEV= 2009, coordonnées 2°55'659 / 1°133'280) et des sites industriels importants sur le territoire du Valais

Figure 1 : Location of the Porte du Scex station on the Rhône River and the main industrial sites in Valais

3. METHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexe (tableaux 2 et 3); elle comprend 130 pesticides, 38 principes actifs pharmaceutiques (API), deux anticorrosifs (le benzotriazole et le tolyltriazole), quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl).

Par rapport à 2019, 16 nouvelles substances ont été introduites (14 pesticides et 2 API) et les métaux cuivre et zinc ont été retirés. A noter que 11 API correspondant à une production industrielle connue sont suivis mais ne sont pas nommés dans ce rapport pour des questions de confidentialité.

3.1 ANALYSES

Après une étape de préconcentration, les concentrations massiques des pesticides et des API dans l'eau ont été quantifiées par HPLC/MS-MS. Le laboratoire Scitec Research SA, à Lausanne, a été mandaté pour ces analyses tout comme les analyses du Léman depuis 2020 (PLAGELLAT, C. et al. 2021). Ce laboratoire est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 (2017) ainsi qu'auprès du Département de la Santé de l'Etat de New-York (NYDOH), dans le cadre du programme ELAP (Environmental Laboratory Approval Program).

L'ensemble des résultats d'analyses à la Porte du Scex et en amont-aval des industries est présenté dans les tableaux 2 et 3 en annexe avec les limites de quantification (*LOQ - limit of quantification*). Lorsque la concentration d'une substance est détectée par la méthodologie mais se situe en-dessous de la LOQ, elle est indiquée avec la formulation « < valeur de la LOQ » dans les tableaux du rapport. Lorsque la substance n'est pas détectée, soit en dessous du seuil de détection (LOD), elle figurera sous la forme d'une case vide dans les tableaux.

Pour les calculs des charges journalières (kg/jour) et annuelles (kg/an) des pesticides et API ayant transité par le Rhône, les concentrations ont été multipliées par les débits moyens à la Porte du Scex durant la période de prélèvement. Dans les cas où une substance était détectée mais à une teneur inférieure à la LOQ, la moitié de la valeur de quantification (soit 0.005 µg/L) a été prise en compte pour ces calculs. Pour les substances non détectées lors de l'analyse, la charge apportée au lac Léman par le Rhône a été considérée comme étant nulle. Pour rappel, l'étude menée sur plusieurs bassins versants du Léman (ROSSI et CHESAUX, 2013) démontre que la stratégie d'échantillonnage actuelle permet d'estimer les charges annuelles des composés dissous avec une assez bonne fiabilité (incertitude de l'ordre de plus ou moins 35%).

4. RESULTATS

4.1 CONCENTRATIONS DES PESTICIDES DANS LES EAUX DU RHONE

Les concentrations dans l'eau du Rhône des 26 échantillons prélevés à la Porte du Scex en 2020 sont disponibles dans le tableau 2 en annexe. Au total, 10 pesticides ont été détectés sur 130 recherchés. Dans le Léman, entre 12 et 28 différents pesticides ont été recensés sur 144 en fonction des profondeurs prélevées en 2020 (PLAGELLAT et al. 2021).

Parmi ces pesticides détectés, seuls 5 pesticides étaient quantifiables, c'est-à-dire au-dessus de la LOQ. Il s'agit du glyphosate, son principal produit de dégradation l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), le diuron, le iodosulfuron-méthyle et la terbuthylazine. Leurs concentrations étaient néanmoins bien en dessous de la valeur limite de 0.1 µg/L ou des valeurs limites spécifiées par l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Comme en 2019, le glyphosate et l'AMPA ont été mesurés tout au long de l'année dans les eaux du Rhône contrairement aux autres composés trouvés de manière ponctuelle. L'amidosulfuron, substance qui avait dépassé les 0.2 µg/L en 2019, n'a pas été détectée en 2020.

Sur la période 2011-2020, les concentrations maximales des pesticides sont en diminution pour la plupart des substances dans le Rhône à la Porte du Scex (Figure 1). La même observation peut être faite sur les concentrations dans les eaux du Léman à l'exception de l'atrazine (PLAGELLAT et al. 2021).

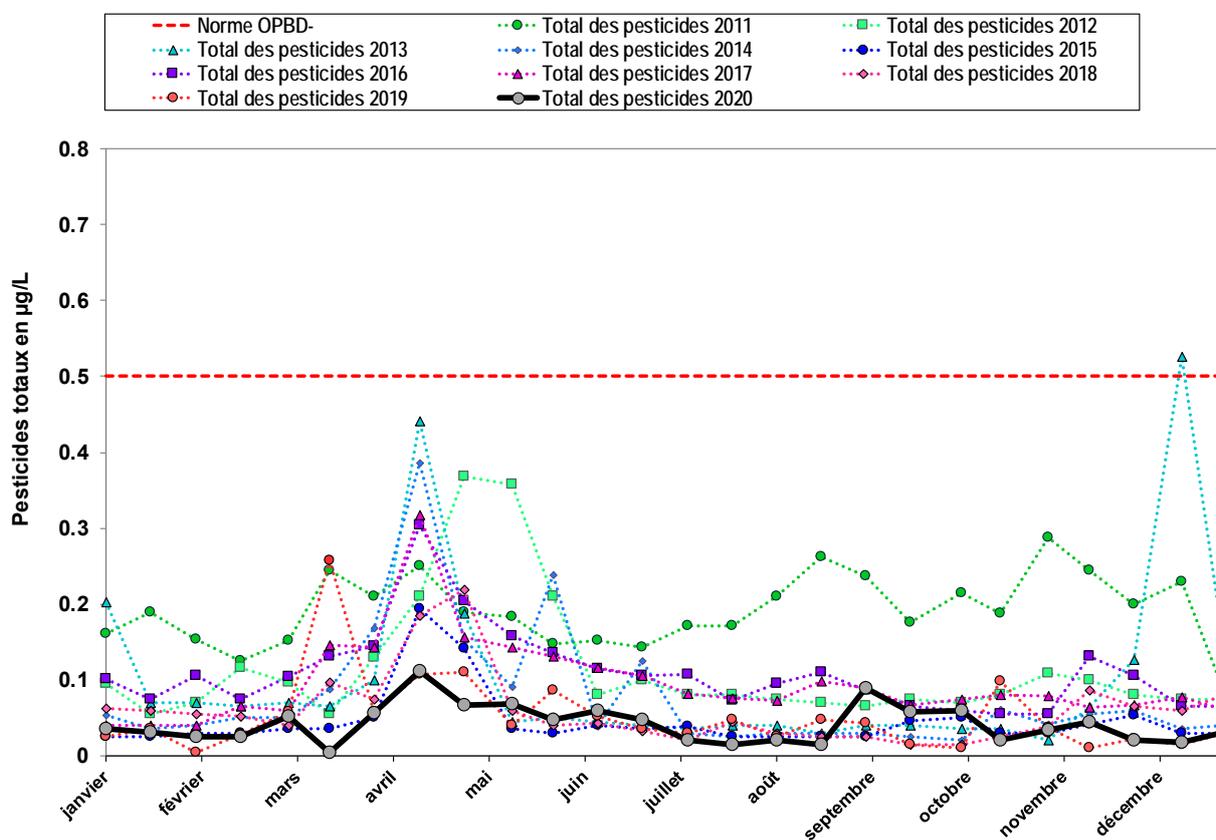


Figure 2 : Somme des concentrations des pesticides décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2011 à 2020. Le nombre de substances pesticides analysées (N) était de 130 en 2020 alors qu'en 2019, N=116 et en 2011, N=111. La norme OPBD¹ est également indiquée sur cette figure.

Figure 2 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex from 2011 to 2020. The number of substances analyzed (N) was 130 in 2020, N=116 in 2019 and N=111 in 2011. OPBD¹ standards is also indicated on the figure.

En 2020, la valeur de tolérance OPBD⁵ de 0.5 µg/L (somme des concentrations de pesticides mesurés) n'a pas été atteinte comme ces 10 dernières à l'exception de 2013. La somme des pesticides est restée en général proche ou inférieure à 0.1 µg/L (figure 2).

La figure 2 montre que la période de fin mars à début-mai est le moment de l'année où les pesticides sont mesurés en plus grande concentration dans le Rhône, correspondant à une période de basses eaux et à l'utilisation des herbicides jusqu'à la fin avril. Néanmoins ce pic est limité en 2020 par rapport aux années précédentes, certainement dû à la sécheresse qui a eu lieu entre la mi-mars et fin avril. Cette sécheresse pourrait avoir manifestement limité les lessivages en période de traitement (Météo Suisse, 2021).

4.2 CHARGES DES PESTICIDES AYANT TRANSITES PAR LE RHONE

La tendance de la charge totale des pesticides au cours de l'année est similaire à l'évolution de la somme des concentrations avec une augmentation au printemps et fin août (figure 3). Le petit pic visible à la fin août (moyenne 2 kg/j) provient en grande partie de la charge en glyphosate, en AMPA et en idosulfuron-méthyle.

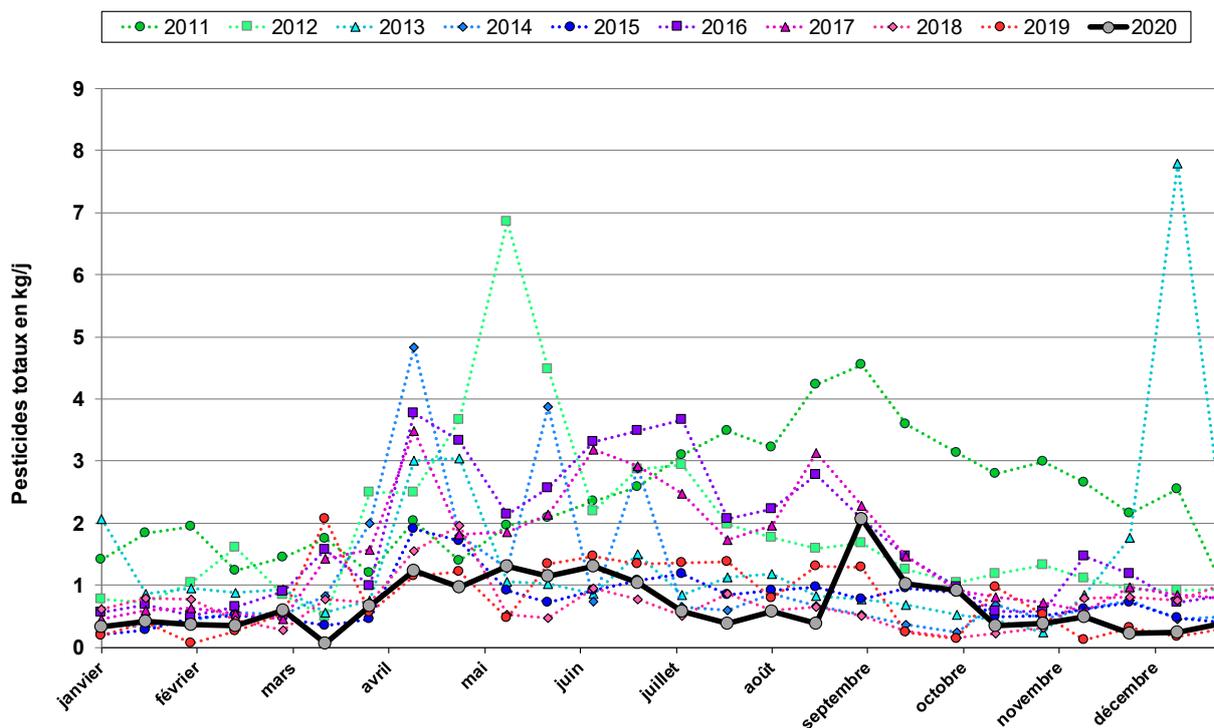


Figure 3 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2011 à 2020.

Figure 3 : Average daily loads of pesticides in the Rhône River from 2011 to 2020.

La quantité totale de pesticides ayant transité par le Rhône atteint 250 kg en 2020. Cette quantité poursuit la tendance vers une diminution des charges en pesticides à la Porte du Scex (280 kg en 2019, 308 kg en 2018, 444 kg en 2017) (figure 5). Cette baisse générale n'est pas influencée par l'augmentation du nombre de micropolluants analysés cette année (130 pesticides au lieu de 116 en 2019).

La distinction de l'origine des pesticides, à savoir industrielle ou non-industrielle (agriculture, usage domestique) n'est pas toujours aisée. Elle se fait en fonction de la littérature, de la connaissance des usages des produits, des autorisations fédérales et aussi à l'aide des données fournies par les industries et STEP industrielles (figure 4).

5 OPBD Ordonnance sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public du 16 décembre 2016 (OPBD RS 817.022.11)

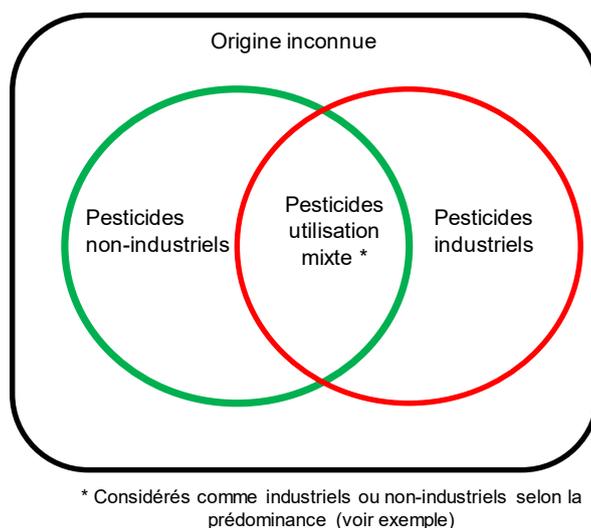


Figure 4 : Diagramme récapitulatif pour distinguer les origines des pesticides retrouvés dans le Rhône dans ce rapport scientifique.

Figure 4 : Diagram used to categorize the origins of the pesticides found in the Rhône River in this scientific report.

- I. Si les pesticides ne sont autorisés en Suisse ni pour l'agriculture, ni pour l'usage privé et sont produits par les industries, ils seront considérés comme d'origine industrielle.
- II. Si les produits sont à la fois produits par l'industrie et utilisés en agriculture et dans les jardins, nous les considérons dans ce rapport comme industriel ou agricole en fonction de la proportion attribuée à l'industrie. Par exemple, si 90% de la charge d'une substance dans le Rhône est annoncée par les industries, ce produit sera considéré dans le rapport comme industriel.
- III. Si les pesticides ne sont ni produits par l'industrie valaisanne, ni utilisés par l'agriculture, ils pourraient venir d'une autre source mais inconnue, comme le cas du dinoterbe (voir-ci-dessous).

A noter que les origines et les usages peuvent changer. Le fongicide metalaxyl, anciennement considéré comme d'origine industrielle n'a plus été détecté en sortie de STEP industrielle depuis 2012, néanmoins il est réutilisé en agriculture depuis quelques années. La substance thiabendazole est considérée depuis 2020 comme un pesticide au lieu d'un API.

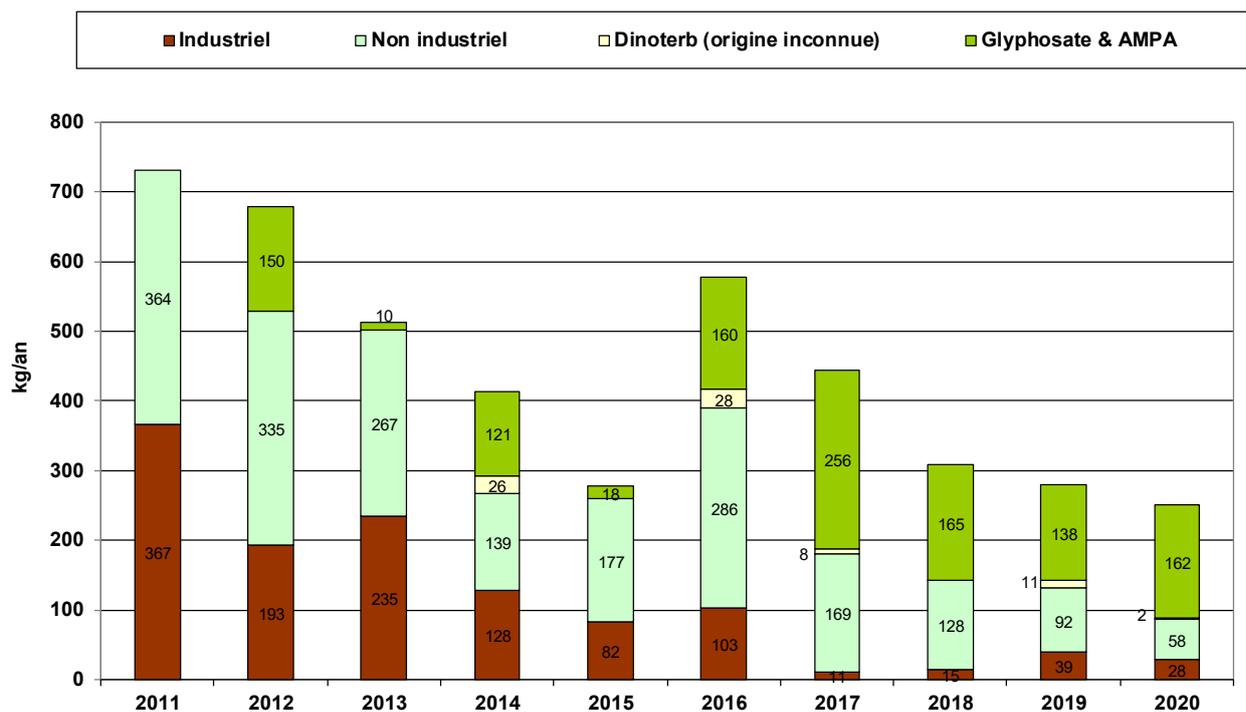


Figure 5 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2011 à 2020.

Figure 5 : Total annual pesticide loads in the Rhône River from 2011 to 2020.

Pesticides non industriels

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle (agriculture, jardins privés et espaces communaux) représente environ 222 kg en 2020 (figure 5). Cette charge diminue régulièrement depuis 2016, année où environ 474 kg ont été retrouvés dans le Rhône.

Les charges les plus conséquentes sont représentées par l'herbicide glyphosate (79 kg contre 68 kg en 2019, 71 kg en 2018 et 115 kg en 2017) et son produit de dégradation, l'AMPA (83 kg). Cet herbicide est aussi bien utilisé en agriculture que dans les ménages. Les substances qui viennent ensuite sont la terbuthylazine et ses métabolites (46 kg), le diuron (10 kg) et le metalaxyl (3 kg en 2020, soit trois fois moins qu'en 2019). Le dinoterbe, ancien herbicide agricole dont l'utilisation est interdite en Suisse depuis plusieurs années était présent dans les eaux du Rhône en janvier, représentant une charge de 2 kg pour l'année 2020 contre 11 kg en 2019.

A titre d'indication, la simazine détectée avant 2018 et le linuron présent en 2019 n'ont pas été détectés en 2020.

En omettant le glyphosate et l'AMPA, la diminution de la charge en pesticides non-industriels (58 kg) par rapport à 2019 (92 kg) peut être attribuée aux mesures prises par le milieu agricole pour limiter l'utilisation des herbicides et respecter les zones tampons (par ex. plan d'action cantonal du Service de l'agriculture (SCA)) ainsi que la campagne « Doucement la dose » pour sensibiliser le grand public aux micropolluants par le Service de l'environnement (SEN). De plus, cette diminution pourrait aussi venir de la sécheresse de mi-mars à la fin avril de cette année qui est la période où les traitements sont appliqués (Météo Suisse, 2021). Par exemple, en 2016, la pluviométrie avait été intense au premier semestre (Météo Suisse, 2017) et la charge de pesticides d'origine agricole était montée en flèche (286 kg sans le glyphosate et l'AMPA).

Pesticides industriels

La figure 5 montre que depuis 2011, la majorité de la charge totale en pesticides à la Porte du Scex ne provient plus de la production industrielle (28 kg sur 250 kg). En 2020, cette charge industrielle représente donc le 11% de cette quantité totale des pesticides. Les pesticides d'origine industrielle que l'on trouve dans le Rhône à la Porte du Scex sont l'iodosulfuron-methyl (24 kg/an, herbicide détecté à la fin août et au début novembre), le fludioxonil (2kg/an) et le foramsulfuron (3kg/an). Aucune trace d'amidosulfuron ni d'ethoxysulfuron n'a été détectée en 2020.

Les valeurs d’autocontrôle des charges fournies par les entreprises industrielles en sortie de STEP indiquent une charge annuelle de 78 kg (contre 39 kg en 2019, valeur corrigée après la rédaction du rapport 2019). Ces entreprises ont analysé 64 substances pesticides dont 24 étaient quantifiables et parmi ces 24, 18 substances ont été analysées à la Porte du Scex. Seules les 3 substances (iodosulfuron-methyl, fludioxonil et foramsulfuron) indiquées ci-dessus ont été mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex et les autres étaient non-détectables par les méthodologies utilisées. Les valeurs d’autocontrôle des industries sont donc, pour la majorité, supérieures à celles calculées d’après les concentrations mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex, à l’exception du iodosulfuron-methyl où les industries n’ont mesuré que 15 kg alors que 24 kg ont été détectés à la Porte du Scex. Cette différence de 9 kg pourrait être dû à un usage agricole et/ou domestique comme cette substance est autorisée en Suisse.

Les charges plus élevées fournies par l’industrie sont considérées comme plus réalistes que celles calculées à partir des eaux du Rhône, où l’on multiplie de faibles concentrations avec de grands débits. De plus, il est possible que certains produits se dégradent entre l’effluent de sortie de STEP et la Porte du Scex. Ces autocontrôles sont définis dans les autorisations de déversement délivrées aux industries sur une durée limitée pour permettre notamment un suivi analytique des eaux en sortie de STEP et le calcul de charges autorisées.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont en vigueur pour les industries formulant des produits phytosanitaires et API. Ces exigences fixent les rejets journaliers à un maximum de 200 g, comme moyenne mensuelle, par substance fabriquée (SPE-VS 2008). Au cours de l’année 2020, cette exigence a été respectée pour la plupart des substances pesticides en sortie des STEP industrielles (2 dépassements).

4.3 PROFILS DE CONCENTRATIONS ET DE CHARGES DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU RHONE EN AMONT ET EN AVAL DES SITES INDUSTRIELS DE VIEGE ET MONTHEY

Comme les années précédentes, des prélèvements et analyses de pesticides ont été réalisés en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey. Les figures 6 et 7 présentent la somme des concentrations ($\mu\text{g/L}$) et la charge totale (kg/an) de tous les pesticides détectés aux différents lieux de prélèvement (voir aussi tableau 3 Annexes). La période de début et fin d’année (mars et novembre) a été choisie afin d’échantillonner durant la période d’été du Rhône et ainsi pouvoir détecter des substances présentes en faible quantité. Pour des questions de moyens limités, ce type de contrôle n’est réalisé que deux fois par an.

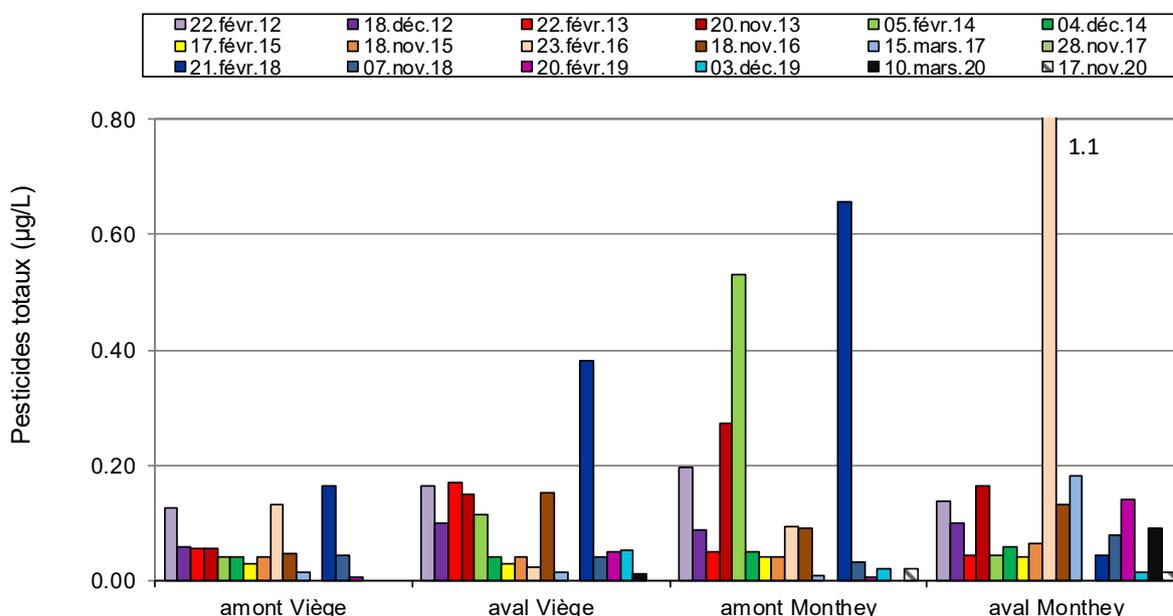


Figure 6 : Somme des concentrations en pesticides dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de février 2012 à novembre 2020.

Figure 6 : Sum of pesticide concentration detected in the Rhône River upstream and downstream of the Visp and Monthey industrial sites from February 2012 to November 2020.

Comme en 2019, les concentrations des pesticides analysés en amont et aval des sites industriels sont similairement basses et augmentent en direction de l’aval du Rhône (figure 6). En amont de Viège aucun pesticide n’a été détecté dans le Rhône en mars et en novembre 2020.

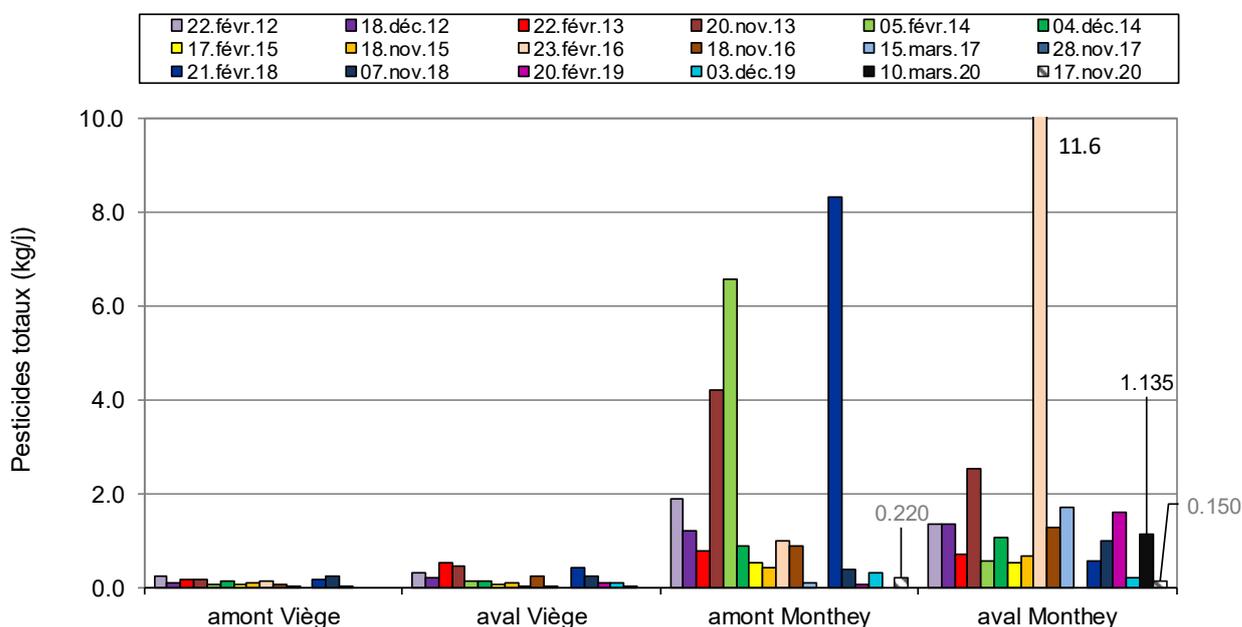


Figure 7 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey de de février 2012 à novembre 2020.

Figure 7 : Calculated pesticide loads detected in the Rhône River upstream and downstream of the Visp and Monthey industrial sites from February 2012 to November 2020.

La figure 7 montre que les charges de pesticides sont plus importantes sur le bas du Rhône (amont/aval de Monthey) par rapport à la région de Viège en raison des débits et des concentrations plus importants. Selon les années, les charges en amont de Monthey sont parfois plus élevées qu’en aval en raison d’une possible dilution par la Gryonne et les eaux de refroidissement industrielles (BERNARD et MANGE, 2015). La plus haute charge totale mesurée cette année se situe en aval de Monthey, uniquement due à l’herbicide dinoterbe (mars 2020, figure 7).

En annexe (tableau 3), les deux mesures ponctuelles (échantillons moyen 24h) réalisées en 2020 montrent effectivement la présence de dinoterbe le long du Rhône en mars : en aval de Viège, de Martigny (~0.2 µg/L) et de Monthey et en novembre : uniquement en aval de Martigny. Bien que l’utilisation de cet herbicide soit interdite depuis plusieurs années et non-produit par l’industrie, le dinoterbe est occasionnellement présent et parfois à des concentrations élevées, au-dessus de la limite de 0.1 µg/L (BERNARD et MANGE, 2015, BERNARD et al., 2017, BERNARD, et al., 2019). A la Porte du Scex, le dinoterbe a été uniquement détecté en janvier 2020, en faible quantité (<0.01 µg/L).

Des herbicides d’origine non-industrielle ont été quantifiés en novembre lors de cette campagne amont-aval des sites industriels : le diuron en aval de Martigny (0.012 µg/L) et en amont de Monthey (0.01 µg/L), et le mécoprop en aval de Martigny (0.014 µg/L), en amont (0.012 µg/L) en aval de Monthey (0.015 µg/L) (tableau 3, Annexes).

4.4 CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHARMACEUTIQUES (API) DANS LES EAUX DU RHONE

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le Léman et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (mépivacaïne, carbamazépine, ticlopidine, prilocaïne, irbésartan) ont été systématiquement analysés dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006.

Au cours de ces dernières années, le nombre de substances suivies a été augmenté en fonction de celles produites par l'industrie, celles potentiellement présentes dans les eaux des rejets des STEP urbaines ou celles détectées par d'autres organismes (i.e. VSA, laboratoire cantonal de Bâle). Par exemple, une substance très présente dans le Rhône, la guanylurée (métabolite de la metformine) a été intégrée en 2019. En 2020, les antibiotiques azithromycine et clarithromycine sont analysés et intégrés au suivi.

Tableau 1 : Résultats d'analyses de 38 API dans les eaux du Rhône en 2020. Les valeurs en dessous de la limite de détection ne sont pas indiquées, celles en dessous de la limite de quantification (LOQ) sont visibles avec le signe < et ont été considérées dans le calcul des charges comme étant équivalentes à 0.005 µg/L

Principe actif	Utilisation	Limite de quantification	Maximum
		Concentration en µg/L	Concentration en µg/L
Azithromycine *	Antibiotique	0.01	
Benzonatate	Médicament pulmonaire	0.01	
BMS-14-Apixaban	Anticoagulant	0.01	
Bupivacaïne	Anesthésiant	0.01	0.041
Carbamazépine	Antiépileptique	0.01	<0.01
Carbidopa	Parkinson	0.01	
Carisoprodol	Relaxant musculaire	0.01	<0.01
Cibamino-(S)	Intermédiaire	0.01	
Cibazepine		0.01	
Clarithromycine *	Antibiotique	0.01	
Déanol	Antiasthénique	0.10	
Diclofénac	Analgésique	0.01	0.029
Guanylurea	Métabolite metformine	0.01	1.570
Irbésartan	Anti-hypertenseur	0.01	<0.01
Mémantine hydrochloride	Alzheimer	0.01	
Mépivacaïne	Anesthésiant	0.01	0.035
Metformine	Antidiabétique	0.01	0.714
Méthénamine	Antibiotique et autre	0.05	0.674
NOV-14-BOC		0.01	
Prilocaïne	Antiviral	0.01	0.016
Propofol	Anesthésique	0.01	
Ribavarine	Virucide	0.10	
Ropivacaïne	Anesthésiant	0.01	0.012
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	0.01	<0.01
Ticlopidine	Anti-coagulant	0.01	
Trimétazidine dihydrochloride	Anti-angineux	0.01	
Xipamide	Diurétique	0.01	
AP1 1		0.01	
AP1 2		0.01	
AP1 3		0.01	

Principe actif	Utilisation	Limite de quantification	Maximum
API 4		0.01	
API 5		0.01	
API 6		0.05	
API 7		0.01	
API 8		0.01	<0.01
API 9		0.01	
API 10		0.01	
API 11		0.01	0.027

* : nouvelles substances intégrées dans le suivi en 2020

< LOQ : traces détectées, teneur inférieure au seuil de quantification

En gris, les 12 API inclus dans la figure 9

Les concentrations maximales des API observées en 2020 sont représentées par la metformine et la méthénamine ainsi que la guanylurée un métabolite de la metformine, qui dépassent régulièrement les 0.1 µg/L (tableau 1, tableau 2 en annexe).

La metformine est un antidiabétique abondamment utilisé, non produit en Valais et très soluble dans l'eau. La metformine a été introduite dans la liste des substances analysées en 2015. Avec une concentration maximale de 0.7 µg/L (contre un maximum de 1.30 µg/L en 2019), c'est l'une des substances les plus concentrées dans les eaux du Rhône ainsi que dans les eaux du Léman à une concentration médiane de 0.4 µg/L (PLAGELLAT et al., 2021).

La guanylurée est le métabolite le plus commun de la metformine après sa dégradation biologique et est suivi depuis 2019. Sa concentration en 2020 atteint un maximum de 1.57 µg/L, en baisse par rapport à 2019 (maximum de 2.94 µg/L). Ces concentrations élevées indiquent qu'une partie de la metformine d'origine domestique est partiellement dégradée vers cette substance dans les stations d'épuration (SCHEURER et al., 2012). Si la metformine est considérée comme peu écotoxique avec une valeur PNEC de 160 µg/L (Centre Ecotox 2020) on ne connaît pas l'impact de la guanylurée sur le milieu aquatique. Leur libération en continu dans l'environnement, qui leur confère un caractère persistant, pose également la question du risque pour les organismes aquatiques d'une exposition sur plusieurs générations (VILIMANOVIC et al. 2020).

La méthénamine, également appelée hexaméthylènetétramine, hexamine ou urotropine, est utilisée dans plusieurs domaines : c'est un antibiotique contre les infections urinaires, mais également un anticorrosif, un additif alimentaire ; peut se trouver dans les explosifs, dans certains colorants histologiques, dans les résines phénoliques et est aussi employée comme réactif en chimie de synthèse. Cette substance était fabriquée jusqu'à récemment dans une usine du Bas-Valais mais les analyses en février 2017, 2018, 2019 et automne 2019 ont également montré sa présence dans les eaux du Rhône en amont de cette industrie. En 2020, ce produit a été également mesuré à la Porte du Scex, de manière plus concentrée en mars et octobre-novembre. Sa concentration maximale s'élevait à 0.67 µg/L (0.55 µg/L en 2019, 1.03 µg/L en 2018). Le seuil d'écotoxicité de ce produit est relativement haut (PNEC eau = 3 mg/L, ECHA, 26.05.21).

Pour les autres substances détectées et quantifiées (tableau 1), les tendances sont similaires à 2019. Pour information, ni le Cibamino-(S) ni la mémantine hydrochloride n'ont été détectés en 2020. Sur les 11 substances non nommées pour des raisons de confidentialité (API 1 à API 11) seul l'API 11 a été quantifié (1x en automne, et 1x en dessous de la LOQ) et des traces de l'API 8 ont été détectées les 4 premiers mois de l'année à la Porte du Scex.

Pour plus de précisions, quatre des substances mentionnées dans le tableau 1 font partie de l'Ordonnance du DETEC (814.201.231, DETEC, 2016) concernant la vérification du taux d'épuration atteint avec les mesures prises pour éliminer les composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux. Il s'agit de la carbamazépine, la clarithromycine, du diclofénac (seul quantifiable en 2020) et de l'irbésartan. Depuis 2020, l'OEaux a inclus des exigences plus ou moins sévères que la concentration de 0.1 µg/L pour la clarithromycine (0.12 µg/L (continu), soit une concentration moyenne sur une période de 2 semaines), le diclofénac (0.05 µg/L (continu)) et l'azithromycine (0.019 µg/L (continu)) mais aucune de ces substances ne les dépassent dans le Rhône en 2020.

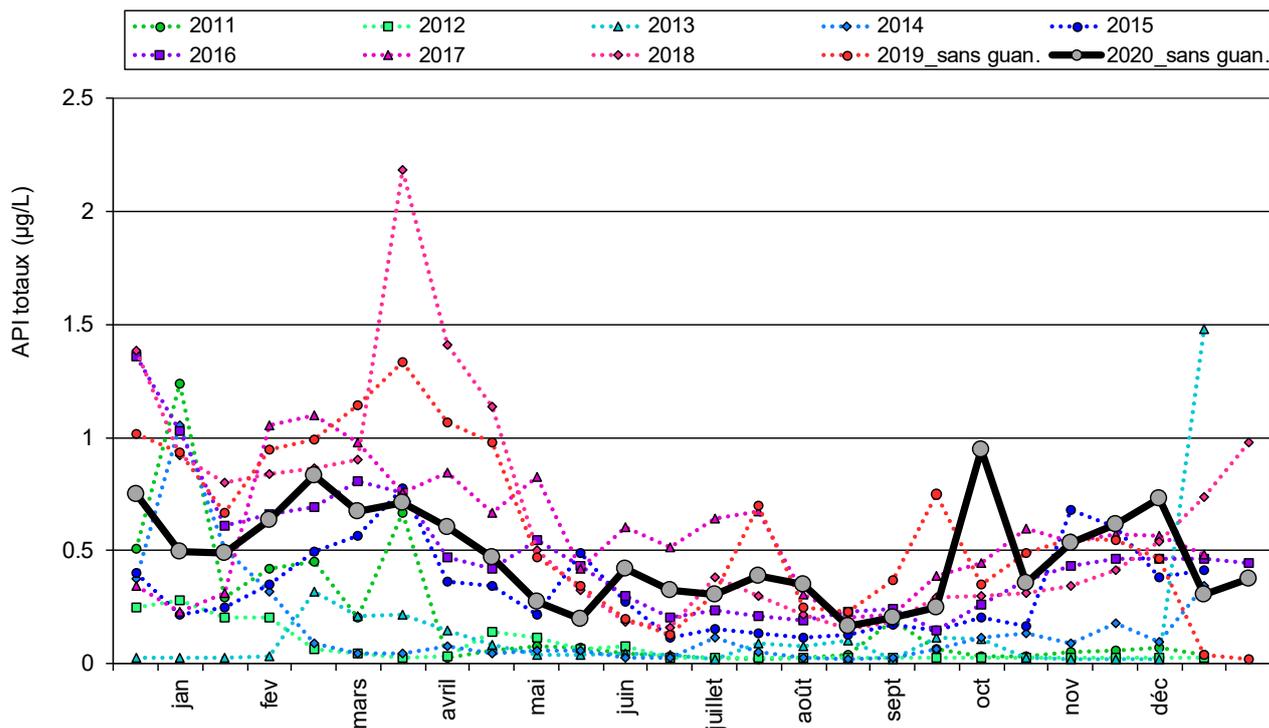


Figure 8 : Somme des concentrations des API analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2011 à 2020. La guanylurée a été soustraite à cette somme car c'est un produit de dégradation de l'API metformine et non pas un API. Le nombre de produits analysés (N) était de 37 en 2020 alors qu'en 2019, N= 35 et en 2011, N=12.

Figure 8 : Sum of pharmaceutical concentrations analyzed during the year in the Rhône River at the Porte du Scex from 2010 to 2019. The guanylurea was removed from the sum because it is a degradation product from the metformin and not an API. The number of products analyzed (N) was 37 in 2020, N= 35 in 2019 and N=12 in 2011.

Sur la figure 8, nous observons que la courbe des concentrations totales en API de 2020 se situe dans la moyenne des années précédentes au fil des mois à l'exception d'un pic plus important en fin septembre. Ce dernier est fortement influencé par la valeur maximale de méthénamine. Comme l'an passé, la guanylurée a été enlevée de la somme des concentrations s'agissant d'un produit de dégradation de la metformine et non formellement d'un API.

4.5 CHARGES DES PRODUITS PHARMACEUTIQUES (API)

La figure 9 présente les charges annuelles calculées pour douze API retrouvés dans le Rhône à la Porte du Scex durant les années 2011 à 2020 (substances grisées dans le tableau 1). Le carisoprodol a été ajouté en 2010, la méthénamine en 2013, la mémantine en 2014, la metformine en 2015 et le diclofénac en 2016. Ces 12 API n'intègrent ni les substances qui sont détectées à la Porte du Scex sous le seuil de quantification (LOQ) ni les substances qui n'ont qu'une seule valeur quantifiable sur l'année (soit l'API-11 et ropivacaïne) car les charges paraissent insignifiantes par rapport aux autres quantités en figure 9. En 2020, les charges des 12 API représentaient ~2'630 kg en baisse par rapport aux 2'980 kg de 2019.

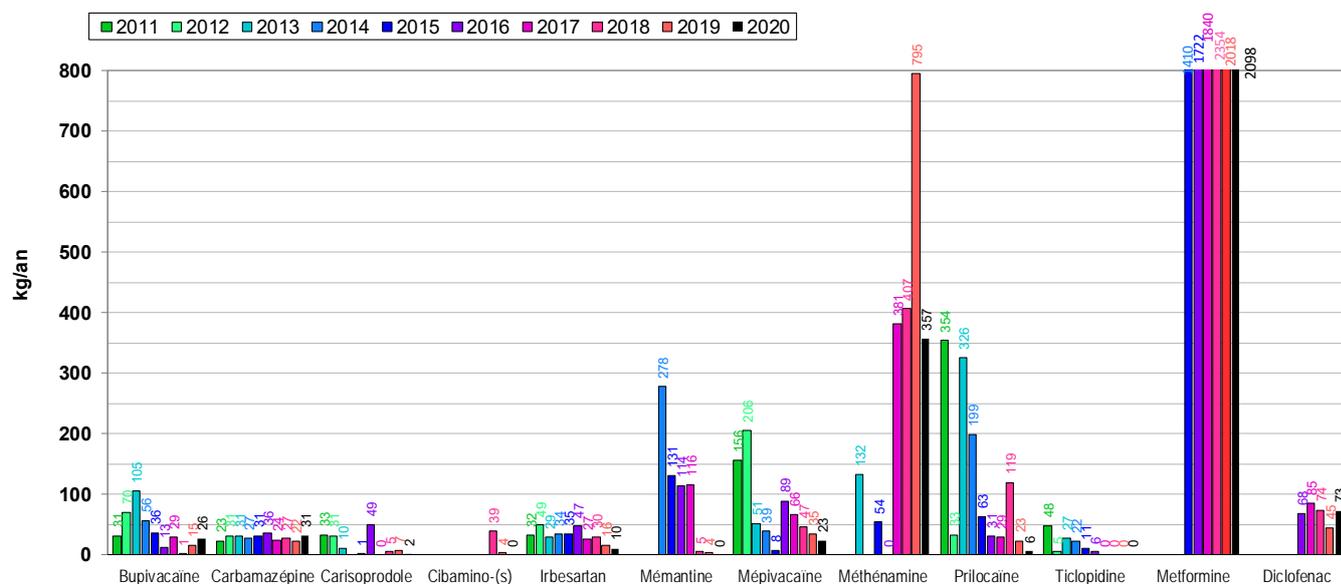


Figure 9 : Charges calculées (en kg/an) de 12 produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2011 à 2020.

Figure 9 : Calculated pharmaceutical loads (in kg/an) detected in the Rhône River between 2011 and 2020.

Outre la metformine (avec une charge de 2'098 kg/an), son métabolite, la guanylurée (3'773 kg/an) et la méthénamine (357 kg/an), les principaux API ayant transité par le Rhône en 2020 sont le diclofénac (73 kg/an, origine domestique), la bupivacaïne (26 kg/an), la mépivacaïne (23 kg/an), la carbamazépine (31 kg/an), l'irbésartan (10 kg/an) et la prilocaïne (6 kg/an).

L'origine de la méthénamine a été investiguée en 2019 car les industries qui l'utilisent annonçaient seulement 0.45 % de la charge estimée de ce produit, utilisé dans de nombreux contextes, dans les eaux du Rhône (BERNARD et al., 2020). Les auteurs de ce rapport ont analysé la méthénamine en septembre 2019 en sortie de 5 STEP domestiques qui rejettent leurs eaux épurées dans le Rhône. La part estimée de la charge de méthénamine provenant de l'eau domestique était de 9%. Les auteurs avaient alors suggéré que la méthénamine était probablement utilisée comme produit intermédiaire dans une production industrielle mais elle n'a pas pu être analysée dans ce contexte (BERNARD et al., 2020). En 2020, la situation est similaire car les industries produisant ce produit ont indiqué n'avoir rejeté que 8 kg sur les 357 kg retrouvés dans le Rhône (soit 2 % de la quantité totale en 2020). Le suivi de cette substance dans les STEP domestiques n'a pas perduré en 2020 et en attente de trouver la source majoritaire de la méthénamine (voir exemples d'utilisation en chap. 4.4), nous l'avons considérée comme API domestique dans la figure 10.

A l'exception de la méthénamine, les charges calculées pour les 12 substances mentionnées à partir des échantillons du Rhône, étaient en général cohérentes avec celles annoncées par les industries concernées. Un dépassement occasionnel de la ligne directrice de 200 g par jour et par substance a été observé pour la mépivacaïne, la bupivacaïne, la ropivacaïne et le BMS-14-apixaban en sortie de STEP industrielles.

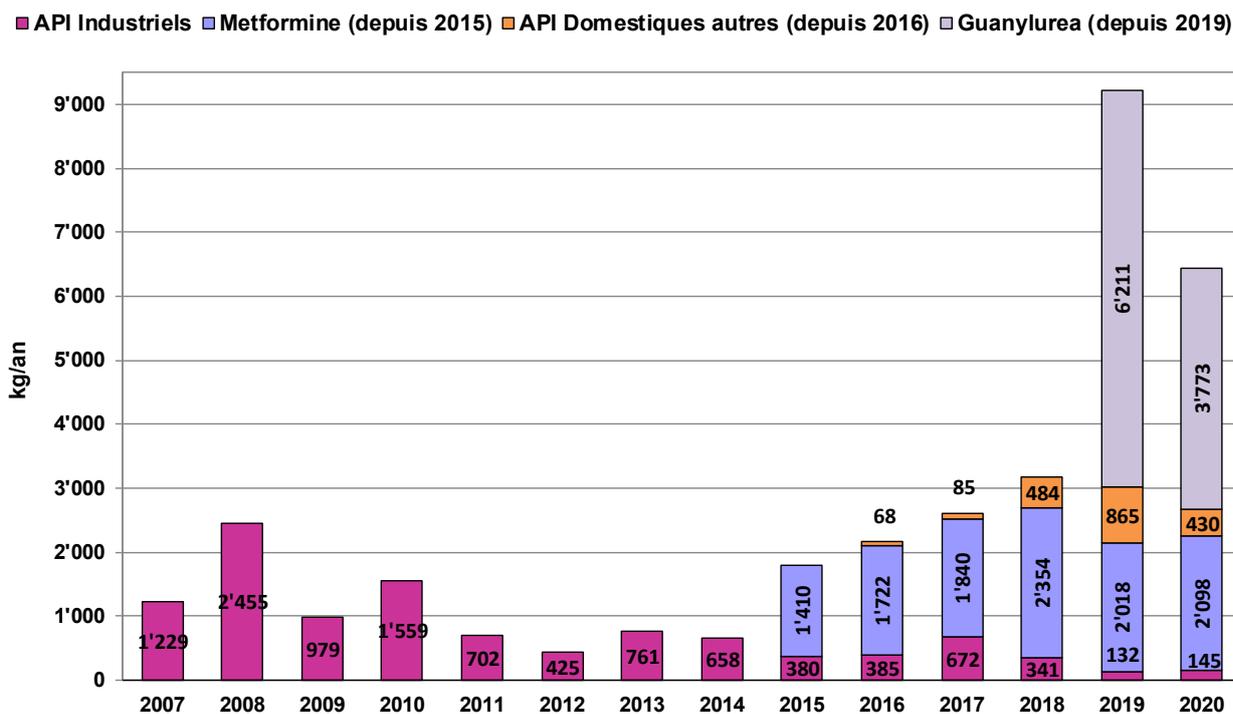


Figure 10 : Evolution des charges annuelles des produits pharmaceutiques dans le Rhône à la Porte du Scex de 2007 à 2020. La guanylurée, le produit de décomposition de la metformine, est mesuré à la Porte du Scex depuis 2019.

Figure 10 : Evolution of pharmaceutical annual loads analyzed in the Rhône River at Porte du Scex from 2007 to 2020. The guanylurea, which is the decomposition product of metformin, has been measured at Porte du Scex since 2019.

Les charges totales des substances pharmaceutiques d'origine industrielle retrouvées dans les eaux du Rhône (figure 10) s'élèvent à 145 kg en 2020 (contre 132 kg en 2019, 341 kg en 2018, 672 kg en 2017) pour les médicaments recherchés, inclus ceux qui ont une teneur inférieure au seuil de quantification (LOQ). Les industries valaisannes ont mis en place de nombreuses mesures internes pour réduire les rejets et pertes à la source et ont enregistré une nette amélioration des charges rejetées pour les API. Une d'entre elles a installé un traitement complémentaire avec des filtres à charbons actifs pour traiter ses effluents de STEP en 2017 ; et les résultats se sont nettement améliorés depuis 2018.

4.6 AUTRES SUBSTANCES

Tolyltriazole et 1H-benzotriazole

Deux autres substances ont fait l'objet d'un suivi : le 1H-benzotriazole depuis 2008 et le tolyltriazole depuis 2010 parce qu'elles sont retrouvées régulièrement en sortie de STEP. Ces deux substances, sont largement utilisées comme anticorrosifs dans les circuits de refroidissement industriels dont les rejets peuvent finir dans les eaux de surface, mais également dans des fluides de dégivrage notamment sur les avions et comme antibuée ou agent de protection de l'argenterie dans les produits de lave-vaisselle (HART et al., 2004).

Pour le benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2020 à la Porte du Scex varient entre des valeurs en dessous du seuil de quantification (LOQ) et 0.047 µg/L. Cette valeur maximale est inférieure à 2019 (0.085 µg/L). Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année avec une légère baisse entre juin et mi-septembre (données non montrées). Le flux annuel 2020 (112 kg) montre une diminution progressive depuis 2016 (figure 11).

L'intervalle des valeurs de concentration du tolyltriazole en 2020 varie entre des valeurs plus basses que la LOQ et au maximum 0.038 µg/L comparable à 2019 (0.036 µg/L). Son flux annuel s'élève à 100 kg ce qui représente une légère augmentation par rapport au 75 kg de 2019 (figure 11).

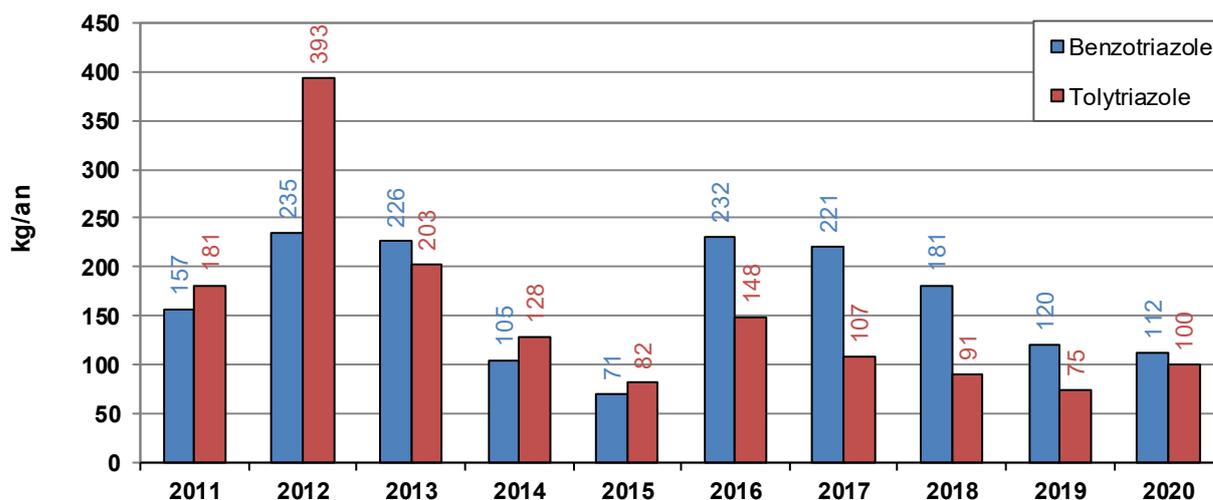


Figure 11 : Evolution des charges en benzotriazole et en tolyltriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2011 à 2020

Figure 11 : Evolution of benzotriazole and tolyltriazole loads in the Rhône River at Porte du Scex between 2011 and 2020

1-4-dioxane

Le 1,4-dioxane est un di-éther cyclique, solvant très soluble dans l'eau, stable, peu volatil, très peu biodégradable dans les STEP et non adsorbable par les filtres à charbon actif. Il est classé par le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) dans la catégorie 2B (cancérogène possible pour l'homme). Son seuil d'écotoxicité pour l'environnement est assez haut (PNEC : 57.5 mg/L, ECHA 2021).

Il est utilisé comme solvant dans la fabrication de nombreux produits, notamment pour le secteur de la manufacture, dans les liquides de refroidissement, ou comme agent complexant de grande importance en chimie organique. En Valais et sur le bassin versant amont du Rhône se rejetant dans le Léman, le site industriel de Viège est le plus grand consommateur avec une moyenne de plus de 190 t/an (BERNARD et al. 2020).

Depuis sa mise en évidence en 2014 dans la nappe phréatique à Viège et dans la plaine du Rhône jusqu'à Fully par la campagne NAQUA de l'OFEV, cette substance fait l'objet d'analyses systématiques par le SEN et le Service de la Consommation et des Affaires Vétérinaires (SCAV) (Conseil d'Etat du Valais, 2014). A la même période, l'Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV) a recommandé la fermeture des captages dont la concentration en 1,4-dioxane excède 6.6 µg/L car potentiellement cancérigène, et également la recherche de solutions proportionnées pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/L.

Depuis 2014, cette substance a été trouvée dans le Grossgrundkanal à Viège (en aval du rejet de la STEP de Lonza) puis dans le Rhône jusqu'à la Porte du Scex et finalement dans le Léman (station de mesure SHL2, PLAGELLAT & KLEIN, 2019). En 2020, les concentrations dans le Léman à 15 m et 100 m de profondeur se situaient entre 0.2 et 0.3 µg/L (PLAGELLAT et al., 2021).

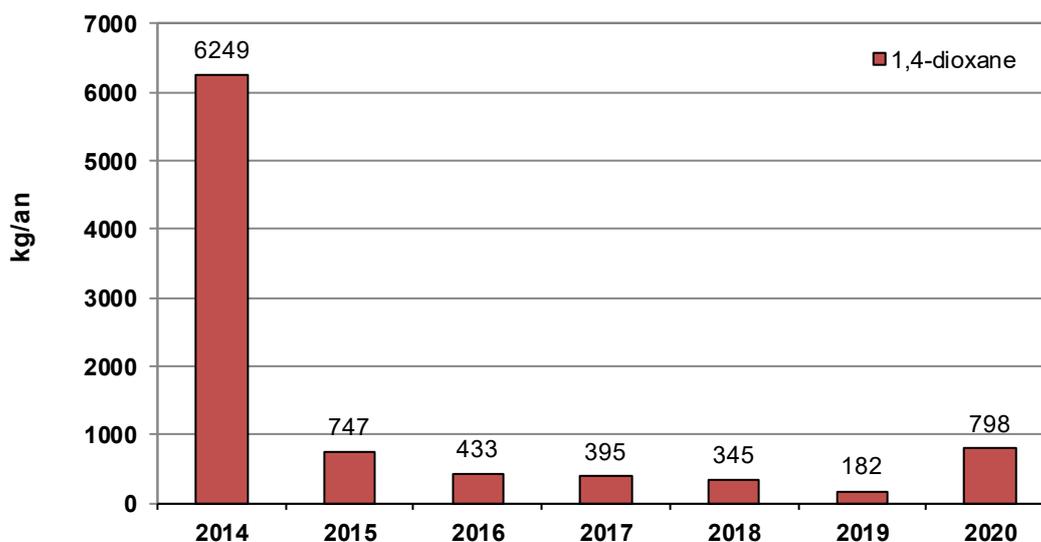


Figure 12 : Evolution des charges en 1,4-dioxane mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2014 à 2020

Figure 12 : Evolution of 1,4-dioxane loads in the Rhône River at the Porte du Scex between 2014 and 2020.

Les concentrations enregistrées en 1,4-dioxane dans les eaux du Rhône en 2020 pour les échantillons moyens de 14 jours varient entre l'absence de cette substance et 0.88 µg/L. Cette concentration maximale a été détectée à la fin novembre 2020. La seconde concentration maximale de l'année 2020 était de 0.34 µg/L.

La charge annuelle calculée pour l'année 2020 s'élève à 798 kg (contre 182 kg en 2019, 345 kg en 2018 et 395 kg en 2017, figure 12). Cette croissance est dû à la haute concentration détectée en novembre 2020. Des investigations menées par le SEN sont actuellement en cours pour découvrir l'origine du 1,4-dioxane détecté à cette période. Pour rappel, en avril 2014 le plus grand émetteur de cette substance a été informé et sommé de réduire au maximum ses rejets et de réaliser un suivi analytique de ce solvant.

MTBE

Le méthyl tertbutyl éther (MTBE) est un additif de l'essence, utilisé par les industries comme solvant dans certains processus. L'analyse du MTBE sur les 26 échantillons récoltés pendant l'année 2020 a permis de détecter cette substance à plusieurs reprises avec une concentration maximale de 0.2 µg/L. Sa charge annuelle représente 389 kg contre 121 kg en 2019 et 93 kg en 2018. Le MTBE est aussi suivi en sortie de STEP des industries. Il n'a pas été détecté dans les échantillons du Léman en 2020 (PLAGELLAT et al., 2021).

Benzidine

En 2019, les travaux de la troisième correction du Rhône dans le secteur de Viège ont dû procéder en période de hautes eaux (mai à septembre) à des pompages de la nappe phréatique vers le Rhône afin de rabattre celle-ci dans un secteur pouvant être contaminé par la décharge industrielle de Gamsenried utilisée par l'industrie chimique depuis près d'un siècle. Des analyses ont révélé la présence de benzidine, qui semblerait provenir d'une ancienne production de phénylhydrazine (Service de l'environnement, 2019). La benzidine étant présente dans les eaux souterraines à des concentrations allant jusqu'à 0.3 µg/L en 2019, un suivi de cette substance ainsi que son produit de dégradation le 4-aminobiphenyle a donc été réalisé sur l'ensemble des échantillons des eaux du Rhône; aucune de ces deux substances recherchées avec une limite de quantification à 0.001 µg/L n'a été quantifiée en 2019 ni en 2020.

4.7 ANALYSES DU LABORATOIRE DE BALE

En 2020, le laboratoire cantonal bâlois a effectué des analyses sur des échantillons prélevés pendant 7 jours. 87 substances ont été analysées dont 40 en commun avec celles analysées dans ce rapport par Scitec Research SA sur 14 jours (tableau 2, Annexes). Pour ces substances communes, dans la majorité des cas, la limite de quantification de la méthode utilisée par le laboratoire de Bâle est plus basse que le laboratoire Scitec Research SA. Pour les substances au-dessus de la limite de quantification pour les deux laboratoires, il n'y a pas de grande différence de concentration (moins d'un ordre de grandeur) et les tendances de hausse ou de baisse au cours de l'année étaient similaires (benzotriazole, diclofenac, metalaxyl, metformine, terbuthylazine). Finalement, les substances mesurées par le laboratoire de Bâle qui avaient une moyenne supérieure à 0.05 µg/L sont les suivantes : acesulfam (0.17 µg/L), ibuprofen (0.06 µg/L), iomeprol (0.07 µg/L), iopromid (0.15 µg/L), metformine (0.27 µg/L), sucralose (0.06 µg/L).

4.8 CONCENTRATIONS PRESENTES PAR RAPPORT A L'ECOTOXICITE DES SUBSTANCES

Le Centre Ecotox, spécialisé dans le domaine de l'écotoxicologie appliquée, a développé des critères de qualité en exposition aiguë et chronique pour une série de substances pertinentes⁶. Si la concentration mesurée est supérieure au critère de qualité, le milieu peut présenter un risque chimique pour les organismes qui y vivent. Sur un total de 174 paramètres analysés en 2020 (produits phytosanitaires, API et autres substances telles que des anticorrosifs), le Centre Ecotox propose une concentration moyenne annuelle admissible (NQE-MA) pour 39 de ces substances (Centre Ecotox 2020).

Les valeurs maximales de concentrations des produits à la Porte du Scex pendant l'année ont été comparées au critère de qualité relatif à la pollution chronique (NQE-MA) dont l'emploi est conseillé pour la surveillance de l'état chimique des eaux et pour évaluer le risque lié à la libération continue de micropolluants à long et moyen terme (WITTMER, MOSCHET et al. 2014). Dans le cas présent, aucun cas de dépassement des NQE-MA n'a été observé dans le Rhône.

Ce constat diffère des mesures réalisées par l'EAWAG sur les petits cours d'eau fortement impactés par les produits phytosanitaires d'origine agricole (LANGER et al. 2017). Nous relevons toutefois que les mélanges de substances chimiques ne sont pas pris en compte, comme dans la plupart des études écotoxicologiques.

4.9 OBSERVATION DES EAUX SOUTERRAINES ET GROUPE STRATEGIE MICROPOLLUANTS EN VALAIS

Afin de mieux appréhender la problématique des micropolluants sur le bassin versant du Rhône amont et de définir une stratégie d'amélioration continue permettant notamment de réduire l'impact des traitements pesticides dans les eaux de surface, le Conseil d'Etat du Valais a nommé en 2017 un groupe stratégie micropolluants. Ce groupe a pour objectif de mettre en place et suivre des mesures prioritaires et concertées entre le Service de l'environnement (SEN), le Service de l'agriculture (SCA) et le Service de la Consommation et des Affaires Vétérinaires (SCAV) devant permettre de réduire les apports en micropolluants dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

En 2018, le SCA a adopté et présenté un plan d'action lors d'un communiqué de presse le 22 octobre 2018 (SCA, 2018). Ce plan élaboré avec la profession, ciblé sur la viticulture et l'arboriculture, vise prioritairement la protection des personnes et des eaux. Il est décliné en 6 objectifs et 34 mesures. En 2019, les domaines agricoles de l'Etat poursuivent la mise en œuvre du plan cantonal de réduction des risques de produits phytosanitaires afin d'approcher les 80% en culture biologique.

Parallèlement au suivi de la qualité des eaux du Rhône, le Service de l'environnement du canton du Valais surveille la qualité de la nappe phréatique du Rhône sur une cinquantaine de points d'eau (piézomètres) choisis pour compléter les données fournies par le réseau NAQUA (puits d'alimentation en eau potable).

Le fongicide chlorothalonil qui a été largement utilisé en agriculture jusqu'en 2019 et mis en évidence en plusieurs endroits dans les eaux souterraines a fait l'objet d'investigations. Des analyses du chlorothalonil et de ses métabolites ont été conduites dès novembre 2019 sur les eaux souterraines. Sur les 50 échantillons prélevés en 2019 entre Naters et Port-Valais, 18 étaient contaminés par des métabolites du chlorothalonil, dont 14 avec une concentration supérieure à 0.1 µg/L. Les concentrations maximales observées étaient de 0.13 µg/L pour le métabolite R417888 et de 0.9 µg/L pour le métabolite R471811.

⁶ <https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>

Les prélèvements de 2020 dans les eaux souterraines ont essentiellement été réalisés sur les piézomètres ayant présentés par le passé des déficits de qualité des eaux de la nappe, ainsi que sur des secteurs qui n'avaient pas encore pu être investigués en 2019. En coordination avec le Service cantonal de l'agriculture (SCA), une série de puits d'irrigation a en outre également été échantillonnée pour vérifier une éventuelle contamination des eaux souterraines par ces pesticides en zone agricole. Sur 6 puits analysés en août 2020, 3 se sont ainsi révélés contaminés.

A l'échelle de la plaine du Rhône, les concentrations des métabolites R417888 et R471811 du chlorothalonil mesurées dans les eaux souterraines lors des campagnes de 2019 et 2020 sur un même point d'eau ont globalement diminué. Pour ce qui concerne la zone agricole, les campagnes de prélèvement réalisées en 2020 seront reproduites en 2021 pour vérifier si une telle tendance s'observe également. Depuis 2020, 4 métabolites du chlorothalonil sont désormais analysés dans le Léman mais aucun d'entre eux n'a été détecté (LOQ = 0.025 µg/L) (PLAGELLAT et al. 2021).

5. CONCLUSIONS

En général, la charge en pesticides dans le Rhône à la Porte du Scex a diminué (250 kg en 2020, 280 kg en 2019). Bien que la charge des pesticides d'origine non industrielle transitant par le Rhône ait légèrement baissé en 2020 par rapport aux années précédentes, les herbicides sont toujours bien présents. Elle atteint environ 220 kg en 2020 contre 241 kg en 2019 et 293 kg en 2018. Les charges proviennent essentiellement des herbicides comme le glyphosate et l'AMPA qui cumulent 162 kg, suivis par la terbuthylazine et ses produits de dégradation (46 kg).

Cette année, la fraction des pesticides d'origine industrielle représente 11 % par rapport à la charge totale estimée à la Porte du Scex, très similaire à ce qui a été estimé en 2019 (14%). La charge de ces pesticides était proche de celle de 2019 (28 kg en 2020 contre 39 kg en 2019).

En ce qui concerne les principes actifs pharmaceutiques (API), les charges cumulées des 37 substances prises en compte en 2020 s'élèvent à environ 2.7 tonnes (sans la guanylurée). La part de la production industrielle est de 145 kg (contre 132 kg en 2019, 341 kg en 2018, 672 kg en 2017).

La metformine, antidiabétique d'origine domestique introduite dans la liste des substances analysées en 2015, représente une charge annuelle de 2.1 tonnes en 2020 (soit 78% des 2.7 tonnes). Cette substance est également bien présente dans les eaux du Léman. La guanylurée, son principal produit de dégradation, a été analysée comme en 2019 et représente une charge annuelle de 3.8 tonnes en 2020. La méthénamine est le 3^{ème} API le plus présent dans les eaux du Rhône (charge annuelle de 357 kg). Néanmoins, son utilisation ne se limite pas à une utilisation médicamenteuse et sa source principale dans le Rhône n'a pas encore été déterminée.

Les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants, intégrées dans les autorisations de rejet des trois principales stations d'épuration de l'industrie chimique depuis septembre 2010, ont donc permis une nette diminution des quantités de pesticides qui étaient présents dans les eaux du Rhône. Les autorisations ont été renouvelées en 2016 avec le renforcement de certaines exigences, notamment sur les eaux de refroidissement. Néanmoins, les effets de ces exigences sur les rejets de médicaments sont moins visibles que sur les pesticides. Les rejets de certains principes actifs médicamenteux (i.e mépivacaïne, bupivacaïne, la ropivacaïne et BMS-14-apixaban) ont été mesurés au-dessus de la limite fixée des 200 g/j par le Canton du Valais mais sur une période très limitée. L'industrie reste active dans la mise en place de mesures correctives notamment par le traitement des effluents par des filtres à charbons actifs qui montrent leur efficacité depuis fin 2017.

Le 1,4-dioxane, retrouvé dans la nappe phréatique à Viège et dans une moindre mesure le long de la plaine du Rhône et le Léman, est entré dans la liste des micropolluants suivis dans les eaux du Rhône dès 2014. La charge véhiculée par le Rhône qui diminuait de façon progressive ces dernières années s'est accrue en 2020, proches des valeurs de 2015 (798 kg en 2020 contre 182 kg en 2019, 345 kg en 2018 et 747 kg en 2015). Cette charge est néanmoins bien plus basse que les 6 tonnes estimées en 2014.

6. REMERCIEMENTS

Nous remercions Mme Joëlle Blanc de l'OFEV pour la transmission des données de Bâle, Daniel Obrist et Pierre Mange pour la transmission des données des industries valaisannes.

7. BIBLIOGRAPHIE

BERNARD, M. et MANGE, P. (2015) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162.

BERNARD, M., FAUQUET, L. et MANGE, P. (2017) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 125-142

BERNARD, M., MANGE, P. et MAEDER, I. (2020) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, 128-145

Conseil scientifique de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) (2015) : Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique, Programme quinquennal 2011-2015, Campagne 2014, ISSN 1010 - 8432

Centre Ecotox (2020) : Propositions de critères de qualité en exposition aiguë et chronique pour une série de substances pertinentes pour la Suisse. <https://www.centreecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>

Conseil d'Etat du Valais. (2014) : Pollution entre Viège et Niedergesteln, nouveaux résultats, Communiqué pour les médias, 20 mai 2014.

DETEC (2016). Ordonnance du DETEC, 814.201.231 concernant la vérification du taux d'épuration atteint avec les mesures prises pour éliminer les composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux, 3 novembre 2016.

DOPPLER, T. MANGOLD, S. WITTMER, I. SYCHER, S. COMTE, R. STAMM, C. SINGER, H. JUNGHANS, M. KUNZ, M (2017) : Hohe PSM-Belastung in schweizer Bächen. Aqua & Gaz n°4, 46-56.

EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.

European Food Safety Authority (2014): Conclusion on pesticide peer review conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance orthosulfamuron. EFSA Journal, 12(3):3353

ECHA (European Chemicals Agency), <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15907/6/1>, consulté le 26.05.21.

HART, D., DAVIS, LC., ERICKSON, LE. et CALLENDER, TM. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. Microchem J 77, 9-7.

LANGER, M., JUNGHANS, M., SPYCHER, S., KOSTER, M., BAUMGARTNER, C., VERMEIRSEN, E., WERNER, I. (2017) : Hohe Ökotoxikologische Risiken in Bächen. Aqua & Gaz n°4, 58-68.

LOIZEAU, J-L., EDDER, P., DE ALENCASTRO, L. F., CORVI, C. et RAMSEIER GENTILE, S (2013) : La contamination du Léman par les micropolluants. Revue de 40 ans d'études. Arch.Sci. 66: 117-136

METEOSUISSE (2017) : Bulletin climatologique année 2016. Genève, 12 p.

METEOSUISSE (2021) : Bulletin climatologique année 2020. Genève, 12 p.

OPBD (2016) Ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public du 16 décembre 2016 (OPBD RS 817.022.11)

OEAUX (1989) Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1989 (OEaux RS 814.201).

PLAGELLAT C., KLEIN A. (2019) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2018, p.162-181.

PLAGELLAT C., (2020) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, 2020, p64-85.

PLAGELLAT C., ORIEZ A., CHEVRE N., (2021) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2020, 2021, p109-132.

ROSSI, L. et CHESAUX, L. (2013) : sources diffuses de micropolluants dans le Léman : Etude de bassins versant spécifiques et définition d'outils d'extrapolation. Rapport d'étude de l'EPFL, laboratoire de technologie écologique (ECOL), sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). EPF Lausanne, 101 p + Annexes.

SCHEURER, M., MICHEL, A., BRAUCH, H.J. et al. (2012) : Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanilyurea in the environment and during drinking water treatment. *Water Res* 46: 4790–4802

SEN-Service de l'environnement du Valais. (2019) : Ancienne décharge de Gamsenried. Mise en évidence de benzidine, Communiqué de presse, 1er avril 2019.

SCA-Service de l'agriculture du Valais (Oct.2018) : Plan d'action cantonal pour la réduction des risques lors d'utilisation de produits phytosanitaires.

SPE-VS Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, (2008) : Groupe Stratégie micropolluants – Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.

VILIMANOVIC, D., ANDALURI, G., HANNAH, R. et al. (2020): Occurrence and aquatic toxicity of contaminants of emerging concern (CECs) in tributaries of an urbanized section of the Delaware River Watershed. *AIMS Environmental Science* 7 (4), 302-319

WITTMER, I. JUNGHANS, H. SINGER, H. et STAMM, C. (2014) : Micropolluants – stratégie d'évaluation pour les micropolluants organiques de sources non ponctuels. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf

WITTMER, I., MOSCHET, C., SIMOVIC, J., SINGER, H., STAMM, C., HOLLENDER, J., JUNHANS, M., LEU, C. (2014): über 100 Pestizide in Flüssgewässern, *Aqua & Gas* n°3, 32-43

8. ANNEXES

Tableau 2 : résultats des analyses par Scitec Research SA à la Porte du Scex (µg/L). Le total des pesticides et des API est la somme des valeurs quantifiables (>LOQ) et détectées (<LOQ ; 0.005 µg/L). / Table 2 : results of the analyses by Scitec Research SA at the Porte du Scex (µg/L). The total of pesticides and API is the sum of the quantified values (>LOQ) and detected values (<LOQ ; 0.005 µg/L).

N°	Nom substance	Unité	Date de l'échantillon																												Valeur limite			
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26						
1	2,6-Dichlorobenzamide	<0.01																																0.000
2	Abamectine	<0.10																																0.000
3	Alachlor	<0.01																																0.000
4	Amidosulfuron	<0.01																																0.000
5	AMPA	<0.01	0.015	0.012	<0.01	<0.01	0.032	<0.01	0.035	0.012	0.024	0.022	0.013	0.013	<0.01	<0.01		<0.01	<0.01	0.035	0.037	0.021	<0.01	0.019		<0.01	0.012	0.021				0.037		
6	Atrazine	<0.01																																0.000
7	Atrazine-2-hydroxy	<0.01																																0.000
8	Atrazine-désoéthyle	<0.01																																0.000
9	Atrazine-désisopropyle	<0.01																																0.000
10	Azoxystrobin	<0.01																																0.000
11	Benazoxobor	<0.01																																0.000
12	Benflazone	<0.01																																0.000
13	Bicyclopyronil	<0.01																																0.000
14	Boscalid	<0.01																																0.000
15	Carbendazim	<0.01																																0.000
16	Carbendazim	<0.01																																0.000
17	Carbendazim	<0.01																																0.000
18	Carbendazim	<0.01																																0.000
19	Chlorothalonil R417888 *	<0.025																																0.000
20	Chlorothalonil R417811 *	<0.025																																0.000
21	Chlorothalonil R811985 *	<0.01																																0.000
22	Chlorothalonil SYN507900 *	<0.01																																0.000
23	Chlorothalonil	<0.01																																0.000
24	Chlorothalonil	<0.01																																0.000
25	Chlorpyrifos-éthyle *	<0.1																																0.000
26	Clomifène	<0.01																																0.000
27	Cyproconazole	<0.01																																0.000
28	Cyprodinil	<0.01																																0.000
29	Cyromazine	<0.01																																0.000
30	Dallethiazol	<0.01																																0.000
31	Diazinon	<0.01																																0.000
32	Dicofolp	<0.01																																0.000
33	Dicyclanil	<0.01																																0.000
34	Diflufenicanole	<0.01																																0.000
35	Diflufenicanole	<0.01																																0.000
36	Diméthuron	<0.01																																0.000
37	Diméthuron	<0.01																																0.000
38	Diméthuron	<0.01																																0.000
39	Diméthuron	<0.01																																0.000
40	Dinoseb	<0.01																																0.000
41	Dinoseb	<0.01	<0.01	<0.01																														0.000
42	Duron	<0.01							0.035	<0.01				<0.01	<0.01																		0.035	
43	Endosulfan sulfate	<0.01																																0.000
44	Epoconazole *	<0.01																																0.000
45	Ethoxysulfuron	<0.10																																0.000
46	Fénarimol	<0.01																																0.000
47	Fenhexamide	<0.01																																0.000
48	Fenpropidin	<0.01																																0.000
49	Fenpropimorph	<0.01																																0.000
50	Fenpyrazamine	<0.01																																0.000
51	Fénuron	<0.01																																0.000
52	Fluazifop-butyl	<0.01																																0.000
53	Fluazifop-butyl	<0.01																																0.000
54	Fluazinam	<0.01																																0.000
55	Fluoxonil	<0.01	<0.01	<0.01																														0.000
56	Fluorelfuron	<0.01																																0.000
57	Fluribipyrrol	<0.01																																0.000
58	Flurpyralid	<0.01																																0.000
59	Fluthiacrole	<0.01																																0.000
60	Foramsulfuron	<0.01			<0.01	<0.01	<0.01																											0.000
61	Furathiocarb	<0.01																																0.000
62	Glufosinate	<0.01																																0.000
63	Glyphosate	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		0.021	0.040	0.028	0.037	0.024	0.026	0.022	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.019	0.016	0.023	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01						0.040		
64	Héxachlorocyclopentadiène	<0.01																																0.000
65	Indoxacarb	<0.01																																0.000
66	Iodosulfuron-méthyle	<0.01			<0.01	<0.01	<0.01														0.031	0.010	<0.01	<0.01	0.034	<0.01			<0.01			0.034</		

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2020, 2021

Concentrations en µg/L		Limite de détection (µg/L)	16/01/2020	16/01/2020	02/02/2020	17/02/2020	02/03/2020	16/03/2020	30/03/2020	14/04/2020	07/04/2020	11/05/2020	05/06/2020	06/06/2020	22/06/2020	06/07/2020	06/07/2020	03/08/2020	17/08/2020	01/09/2020	14/09/2020	26/09/2020	12/10/2020	06/10/2020	05/11/2020	03/11/2020	07/12/2020	01/12/2020	valeur max		
catég	nom substance		NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = détecté mais inférieur au seuil de quantification, * nouvelles substances 2020																												
107	Simazine	<0.01																											0.000		
108	Simazine-2-hydroxy	<0.01																											0.000		
109	S-Metolachlor *	<0.01																											0.000		
110	Solatenol	<0.01																											0.000		
111	Spinosad	<0.01																											0.000		
112	Spiroxamine	<0.01																											0.000		
113	Tebuconazole	<0.01																											0.000		
114	Tébufenpyrade	<0.01																											0.000		
115	Tébutame	<0.01																											0.000		
116	Téflubenzuron	<0.01																											0.000		
117	Terbuméon	<0.01																											0.000		
118	Terbutylazine	<0.01								0.020	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.020			
119	Terbutylazine-2-hydroxy	<0.01																											0.000		
120	Terbutylazine-déséthyle	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.000		
121	Terbutryne	<0.01																											0.000		
122	Thiabendazole	<0.01																											0.000		
123	Thiacloprid *	<0.01																											0.000		
124	Thiamethoxam *	<0.01																											0.000		
125	Thiobencarb	<0.01																											0.000		
126	Thiocyclame	<0.01																											0.000		
127	Trifloxystrobin	<0.01																											0.000		
128	Trifloxysulfurone	<0.01																											0.000		
129	Triflururon	<0.01																											0.000		
130	Trifluraline	<0.10																											0.000		
	Total pesticides		0.035	0.0315	0.025	0.025	0.052	0.005	0.056	0.112	0.0665	0.069	0.047	0.059	0.047	0.02	0.015	0.02	0.015	0.09	0.058	0.059	0.02	0.034	0.044	0.02	0.017	0.031	0.112		
1	Autres	Benzotriazole	<0.01	0.031	0.024	0.020	0.027	0.032	0.033	0.028	0.028	0.024	0.017	0.012	0.013	0.012	<0.01	<0.01	0.011	0.012	0.016	0.014	0.039	0.037	0.047	0.016	0.022	0.047			
2		Tolytriazole	<0.01	0.025	0.015	0.016	0.025	0.022	0.020	0.018	0.013	0.013	0.015	<0.01	0.014	0.014	0.024	0.012	0.010	<0.01	0.015	0.016	0.016	0.034	0.030	0.038	0.019	0.021	0.038		
3		1,4-Dioxane	<0.02		0.300			0.120	0.080	0.080	0.100	0.110		0.080	0.080	0.120			0.130	0.080	0.090	0.130	0.140	0.210	0.120	0.250	0.340	0.880	0.230	0.150	0.880
4		Méthyl tert-butyl éther (MTBE)	<0.05	0.200	0.120	0.090	0.070	0.050		0.170	0.150	0.070	0.110	0.100	0.070	0.070				0.060	0.060		0.070		0.080	0.070	0.050		0.090	0.200	
5		4-Aminobiphenyl	<0.001																											0.000	
6		Benzidine	<0.001																											0.000	
1	API & métabolites	Azithromycine *	<0.01																										0.000		
2		Benzonate	<0.01																											0.000	
3		BMS-14-Aphaban	<0.01																											0.000	
4		Bupivacaine	<0.01								<0.01	0.041	0.012	0.025	0.013	<0.01														0.041	
5		Carbamazépine	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.000	
6		Carbidopa	<0.01																											0.000	
7		Carisoprodol	<0.01								<0.01	<0.01																		0.000	
8		Cibamino-(S)	<0.01																											0.000	
9		Cibazepine	<0.01																											0.000	
10		Clarithromycine *	<0.01																											0.000	
11		Déanol	<0.10																											0.000	
12		Diclofénac	<0.01	0.014	0.013	0.013	0.016	0.013	0.017	0.023	0.018	0.013	<0.01	<0.01	<0.01	0.010	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.016	0.018	0.016	<0.01	0.025	0.029	0.023	0.015	0.019	0.029	
13		Guanylyurea	<0.01	0.894	0.979	0.537	0.550	0.455	0.533	1.570	1.120	0.859	0.236	0.221	0.496	0.401	0.406	0.152	0.758	0.397	0.553	0.344	1.540	0.268	0.967	0.703	0.935	0.752	0.925	1.570	
14		Itésartan	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.000	
15		Mémanine hydrochloride	<0.01																											0.000	
16		Mépvacaine	<0.01	<0.01	<0.01						0.033	0.035	0.024	<0.01	<0.01															0.035	
17		Metformine	<0.01	0.714	0.458	0.457	0.598	0.640	0.498	0.498	0.508	0.349	0.226	0.157	0.386	0.302	0.290	0.375	0.341	0.154	0.180	0.223	0.245	0.130	0.377	0.426	0.410	0.270	0.335	0.714	
18		Méthanimine	<0.05						0.158	0.139	0.168	<0.05	<0.05										0.674	0.183	0.117	0.135	0.264	<0.05	<0.05	0.674	
19		NOV-14-BOC	<0.01																											0.000	
20		Pilocaine	<0.01																											0.000	
21		Propofol	<0.01																											0.000	
22		Ribavarine	<0.10																											0.000	
23		Ropivacaine	<0.01								0.012	<0.01																		0.012	
24		Sulfaméthoxazole	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.000	
25		Ticlopidine	<0.01																											0.000	
26		Triméthazidine dihydrochloride	<0.01																											0.000	
27		Xipamide	<0.01																											0.000	
28		Substance 1	<0.01																											0.000	
29		Substance 2	<0.01																											0.000	
30		Substance 3	<0.01																											0.000	
31		Substance 4	<0.01																											0.000	
32		Substance 5	<0.01																											0.000	
33		Substance 6	<0.05																											0.000	
34		Substance 7	<0.01																												

Tableau 3 : Concentration des micropolluants analysés durant la campagne d'échantillonnage amont-aval des sites industriels, par Scitec Research SA (µg/L). / Table 3 : Concentration of the micropollutants in Rhône at the upstream and downstream of the main industrial sites, analysed by Scitec Research SA (µg/L).

Numéro station		01	02	05	03	04	01	02	05	03	04
Lieu du prélèvement (moyen 24h) Coordonnées	Limite de quantification (µg/L)	Raron 2°627'856 / 1°128'463	Turtmann 2°620'167 / 1°128'743	Aval Martigny 2°569'614 / 1°110'236	Amont Cimo 2°564'339 / 1°123'182	SATOM 2°563'287 / 1°125'118	Raron 2°627'856 / 1°128'463	Turtmann 2°620'167 / 1°128'743	Aval Martigny 2°569'614 / 1°110'236	Amont Cimo 2°564'339 / 1°123'182	SATOM 2°563'287 / 1°125'118
Date de l'échantillon		10.03.2020	10.03.2020	10.03.2020	10.03.2020	10.03.2020	17.11.2020	17.11.2020	17.11.2020	17.11.2020	17.11.2020
NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = détecté mais inférieur au seuil de quantification, * nouvelles substances											
Pesticides											
1	2,6-Dichlorobenzamide	<-0.01									
2	Abamectine	<-0.10									
3	Alachlor	<-0.01									
4	Amidosulfuron	<-0.01									
5	AMPA	<-0.025	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
6	Atrazine	<-0.01									
7	Atrazine-2-hydroxy	<-0.01									
8	Atrazine-déséthyle	<-0.01									
9	Atrazine-désisopropyle	<-0.01									
10	Azoxystrobine	<-0.01									
11	Bénoxacor	<-0.01									
12	Bentazone	<-0.01									
13	Bicyclopyrone	<-0.01									
14	Boscalid	<-0.01									
15	Carbendazime	<-0.01									
16	Carbofuran	<-0.01									
17	Chlorazone	<-0.01									
18	Chlorothalonil R417888 *	<-0.025	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
19	Chlorothalonil R471811 *	<-0.025	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
20	Chlorothalonil R611965 *	<-0.025	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
21	Chlorothalonil SYNS07900 *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
22	Chlorotoluron	<-0.01									
23	Chlorpyrifos-éthyle *	<-0.01	NA	NA	NA	NA					
24	Ciodinafop-propargyl	<-0.1									
25	Clofentézine	<-0.01									
26	Clofazone	<-0.01									
27	Cyproconazole	<-0.01									
28	Cyprodinil	<-0.01									
29	Cyromazine	<-0.01									
30	Diafenthiuron	<-0.01									
31	Diazinon	<-0.01									
32	Diclotophos	<-0.01									
33	Dicyclanil	<-0.01									
34	Difénoconazole	<-0.01									
35	Difénoxuron	<-0.01									
36	Diméthuron	<-0.01									
37	Diméthachlore	<-0.01									
38	Diméthoate	<-0.01									
39	Diméthomorphe	<-0.01									
40	Dinosébe	<-0.01									
41	Dinolérbe	<-0.01		0.011	0.198		0.09			0.072	
42	Diuron	<-0.01							0.012	0.01	
43	Endosulfan sulfate	<-0.01									
44	Epoxiconazole *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA				
45	Ethoxysulfuron	<-0.10									
46	Fénarimol	<-0.01									
47	Fenhexamide	<-0.01									
48	Fenpropidine	<-0.01									
49	Fenpropimorphe	<-0.01									
50	Fenpyrazamine	<-0.01									
51	Fénuron	<-0.01									
52	Fluazifop-butyle	<-0.01									
53	Fluazinam	<-0.01									
54	Fludioxonil	<-0.01									
55	Fluoméfurone	<-0.01									
56	Fluroxypyr	<-0.01									
57	Flurprimidol	<-0.01									
58	Flusilazole	<-0.01									
59	Foramsulfuron	<-0.01									
60	Furathiocarbe	<-0.01									
61	Glufosinate	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
62	Glyphosate	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
63	Hexaflumuron	<-0.01									
64	Imidacloprid *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA				
65	Indoxacarbe	<-0.01									
66	Iodosulfuron-méthyle	<-0.01									
67	Isoproturon	<-0.01									
68	Isoprazam	<-0.01									
69	Isoxaben	<-0.01									
70	Lénacile	<-0.01									
71	Linuron	<-0.01									
72	Luténurone	<-0.01									
73	Mandipropamide	<-0.01									
74	MCPA *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA				
75	Mécoprop	<-0.01							0.014	0.012	0.015
76	Mépanpyrim	<-0.01									
77	Mésotrione	<-0.01									
78	Métalaxyl	<-0.01									
79	Métazachlore *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA				
80	Méthidathion	<-0.01									
81	Méthoxyflénozide	<-0.01									
82	Métolachlore	<-0.01									
83	Métoxuron	<-0.01									
84	Métribuzine *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA				
85	Métsulfuron-méthyle	<-0.01									
86	Molinate	<-0.01									
87	Nicosulfuron *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA				

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2020, 2021

Numéro station		01	02	05	03	04	01	02	05	03	04	
Lieu du prélèvement (moyen 24h) Coordonnées	Limite de quantification (µg/L)	Raron 2°627'856 / 1°128'463	Turtmann 2°620'167 / 1°128'743	Aval Martigny 2°569'614 / 1°110'236	Amont Cimo 2°564'339 / 1°123'182	SATOM 2°563'287 / 1°125'118	Raron 2°627'856 / 1°128'463	Turtmann 2°620'167 / 1°128'743	Aval Martigny 2°569'614 / 1°110'236	Amont Cimo 2°564'339 / 1°123'182	SATOM 2°563'287 / 1°125'118	
Date de l'échantillon		10.03.2020	10.03.2020	10.03.2020	10.03.2020	10.03.2020	17.11.2020	17.11.2020	17.11.2020	17.11.2020	17.11.2020	
NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = détecté mais inférieur au seuil de quantification, * nouvelles substances												
88	Orthosulfamuron	<-0.01										
89	Oryzalin	<-0.01										
90	Oxadixyl	<-0.01										
91	Penconazole	<-0.01										
92	Phosalone	<-0.01										
93	Picoxystrobine	<-0.01										
94	Pinoxadène	<-0.01										
95	Pirimicarbe	<-0.01										
96	Prétilachlore	<-0.01										
97	Profénofos	<-0.01										
98	Prométryne	<-0.01										
99	Propamocarbe	<-0.01										
100	Propanil	<-0.01										
101	Propiconazole	<-0.01										
102	Propoxur	<-0.01										
103	Prosulfocarbe	<-0.01										
104	Pymétrozine	<-0.01										
105	Pyriéthox	<-0.01										
106	Pyritalide	<-0.01										
107	Simazine	<-0.01										
108	Simazine-2-hydroxy	<-0.01										
109	S-Metolachlor *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA					
110	Solatenol	<-0.01										
111	Spinosad	<-0.01										
112	Sproxamine	<-0.01										
113	Tébuconazole	<-0.01										
114	Tébufenpyrade	<-0.01										
115	Tébutame	<-0.01										
116	Téflubenzuron	<-0.01										
117	Terbuméton	<-0.01										
118	Terbutylazine	<-0.01										
119	Terbutylazine-2-hydroxy	<-0.01										
120	Terbutylazine-déséthyle	<-0.01										
121	Terbutryne	<-0.01										
122	Thiabendazole	<-0.01										
123	Thiacloprid *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA					
124	Thiamethoxam *	<-0.01	NA	NA	NA	NA	NA					
125	Thiobencarb	<-0.01										
126	Thiocyclame	<-0.01										
127	Trifloxystrobine	<-0.01										
128	Trifloxysulfurone	<-0.01										
129	Triflumuron	<-0.10										
130	Trifluraline	<-0.01										
Autres												
1	Benzotriazole	<-0.01	0.018	0.0215	0.016	0.039	0.038	0.019	0.0245	0.049	0.049	0.057
2	Tolyltriazole	<5		0.017	0.014	0.023	0.024	0.011	0.018	0.025	0.037	0.046
3	1,4-Dioxane	<-0.05							0.2	0.29	0.22	0.27
4	Méthyl tert-butyl éther (MTBE)	<-0.001	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
5	Benzidine	<-0.01										
6	4-Aminobiphenyl	<-0.01										
API & métabolites												
1	Azithromycine *	<-0.001	NA	NA	NA	NA	NA					
2	Benzonalate	<-0.01										
3	BMS-14-Apixaban	<-0.01										
4	Bupivacaine	<-0.01										
5	Carbamazépine	<-0.01										
6	Carbidopa	<-0.01										
7	Carisoprodol	<-0.01										
8	Cibamino-(S)	<-0.01										
9	Cibazépine	<-0.01										
10	Clarithromycine *	<-0.10	NA	NA	NA	NA	NA					
11	Déanol	<-0.01										
12	Diclofénac	<-0.01	0.01	0.015	0.012	0.018	0.019	0.03	0.0165	0.032	0.031	0.027
13	Guanylurea	<-0.01	2.24	1.155	0.403	1.16	0.892	0.368	0.9105	0.866	1.06	1.58
14	Irbésartan	<-0.01										
15	Mémantine hydrochloride	<-0.01										
16	Mépvacaine	<-0.01										
17	Metformine	<-0.05	0.359	0.4265	0.296	0.439	0.763	0.413	0.3335	0.427	0.447	0.519
18	Méthénamine	<-0.01									0.077	0.105
19	NOV-14-BOC	<-0.01										
20	Prilocaine	<-0.01									0.01	
21	Propofol	<-0.10										
22	Ribavarine	<-0.01										
23	Ropivacaine	<-0.10										
24	Sulfaméthoxazole	<-0.01										
25	Ticlopidine	<-0.10										
26	Triméthazidine dihydrochloride	<-0.01										
27	Xipamide	<-0.01										
28	Substance 1	<-0.01										
29	Substance 2	<-0.01										
30	Substance 3	<-0.01										
31	Substance 4	<-0.01										
32	Substance 5	<-0.01										
33	Substance 6	<-0.05										
34	Substance 7	<-0.01										
35	Substance 8	<-0.01										
36	Substance 9	<-0.01										
37	Substance 10	<-0.01										
38	Substance 11	<-0.01										

MICROPOLLUANTS ORGANIQUES & MERCURE DANS LES POISSONS DU LEMAN

ORGANIC CONTAMINANTS AND MERCURY IN FISH FROM LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

**Marc BABUT (1), Jean-Luc LOIZEAU (2), Benoit FERRARI (3), Jean-Claude RAYMOND (4),
Franck CATTANEO (5), Anaïs VENISSEAU (6), Bruno VEYRAND (6), Philippe MARCHAND (6)**

(1) INRAE, UNITÉ DE RECHERCHES RIVERLY, 5 RUE DE LA DOUA, CS 20244, 69625 VILLEURBANNE CEDEX (FR)

(2) DÉPARTEMENT F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU, ET INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT, UNIVERSITÉ DE GENÈVE, UNI CARL VOGT, BD CARL-VOGT 66, 1211 GENÈVE (CH)

(3) CENTRE ECOTOX/OEKOTOXZENTRUM, EPFL-ENAC-IIE-GE, STATION 2 (GR B0392), 1015 LAUSANNE (CH)

(4) OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ, DÉLÉGATION RÉGIONALE AUVERGNE-RHÔNE-ALPES, UNITÉ SPÉCIALISÉE MILIEUX LACUSTRES, 13 QUAI DE RIVES, 74200 THONON-LES-BAINS (FR)

(5) HEPIA, INSTITUT TERRE-NATURE-ENVIRONNEMENT, GROUPE ECOLOGIE ET INGÉNIERIE DES SYSTÈMES AQUATIQUES, RTE DE PRESINGE 150, 1254 JUSSY (CH)

(6) LABERCA, ONIRIS, 101 ROUTE DE GACHET, 44307 NANTES (FR)

RÉSUMÉ

Cette campagne visait d'une part à préciser les tendances temporelles de la contamination des poissons pour le mercure, les polychlorobiphényles (PCB), les substances perfluoro-alkylées dont particulièrement le perfluorooctane sulfonate (PFOS), d'autre part à évaluer la présence de retardateurs de flamme halogénés (déchloranes et décabromodiphényl-éthane - DBDPE) et organophosphorés. Les analyses ont été réalisées sur des poissons entiers (broyés), soit 29 gardons, 19 lotes et 26 perches provenant de quatre zones du Léman.

Tous les échantillons dépassent la concentration en mercure de 20 ng/g (poids frais), au-delà duquel les prédateurs de ces poissons (p. ex. brochets, hérons) pourraient encourir des effets néfastes. L'analyse des tendances temporelles chez la lote et la perche, pour lesquelles les données temporelles sont plus fiables, ne montrent pas d'évolution significative depuis 2000. Dans la gamme des substances perfluoro-alkylées analysées, le PFOS apparaît comme prédominant, avec des concentrations d'au moins un ordre de grandeur supérieure à celles des autres substances perfluoroalkylées. Environ la moitié des échantillons dépassent le critère d'empoisonnement secondaire, fixé à 33 ng/g (poids frais), indiquant donc un risque potentiel pour les prédateurs des poissons du Léman. Cependant, ce type de contamination a notablement diminué depuis la période 2008-2012 où l'on a commencé à surveiller le PFOS et les substances perfluoro-alkyles dans la chair des poissons du Léman. Pour les PCB dits ND1 (qui n'ont pas d'effet de type dioxine), les concentrations mesurées restent très inférieures au critère d'empoisonnement secondaire. En termes de tendances temporelle, on ne peut conclure avec certitude; une augmentation éventuelle des concentrations chez la lote ou la perche paraît néanmoins peu probable. Les mesures des retardateurs de flamme halogénés DDC-CO (un déchlorane) et DBDPE faites en 2020 sont comparables à celles de 2018; parmi les retardateurs de flamme organophosphorés, le tributyl-phosphate était mesurable dans 70 à 84 % des échantillons, selon l'espèce, tandis que les deux autres substances recherchées de cette famille n'étaient que peu ou pas détectées. Les retardateurs de flamme halogénés alternatifs présentent encore des concentrations inférieures aux retardateurs de flamme historiques (polybromodiphényl-éthers, PBDE) chez la lote et le gardon, tandis que les organophosphorés se situent à un niveau similaire à celui des PBDE chez le gardon, et supérieur chez la lote.

ABSTRACT

Two goals were assigned to this study: first, to improve our understanding of the temporal trends of fish contamination for mercury, polychlorinated biphenyls (PCBs), and perfluorinated alkyl substances, in particular the perfluorooctane sulfonate (PFOS); second, to assess the fish contamination by halogenated (dechloranes and decabromodiphenyl-ethane, DBDPE) as well as organophosphate flame retardants. Analyses were realized on whole fish, and targeted 29 roach, 19 burbot and 26 perch specimens, which were captured in four different areas of the lake.

All samples exceeded the threshold concentration for mercury, i.e. 20 ng/g wet weight (ww), a concentration above which adverse effects may occur in fish predators, such as pike or heron. No change was observed since 2000 in perch and burbot, the species for which long reliable data series are available. PFOS was predominant among the perfluorinated alkyl-substances that were analyzed, with concentrations about one order of magnitude above the other perfluorinated alkyl substances. Nearly half of the samples exceeded the threshold for PFOS (33 ng/g ww), indicating a potential risk to fish predators. Nevertheless, this kind of contamination has clearly decreased since 2008-2012, when their survey began in Lake Geneva fish. For non-dioxin-like PCBs (NDL-PCBs), measured concentrations remained way below the threshold for secondary poisoning. It was not possible to reliably draw a conclusion for temporal trends, however an increase of concentrations in perch and burbot seems unlikely. Concentrations of DBDPE and of the dechlorane DDC-CO were comparable to those of the previous study in 2018. Among organophosphate flame retardants, tributyl-phosphate was measured on 70 to 84% of the samples, depending of the species, whereas the two other compounds were rarely or not detected at all. Halogenated flame retardants displayed lower concentrations than polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in burbot and roach; organophosphate concentrations were similar to PBDEs in roach, and above them in burbot.

1. INTRODUCTION

Les poissons, qui occupent des positions généralement plus élevées dans les chaînes alimentaires que le zooplancton ou les invertébrés benthiques, peuvent accumuler dans leurs organes certains micropolluants (p. ex. mercure, substances de synthèse). Dans un écosystème de bonne qualité, les teneurs de ces micropolluants devraient donc être suffisamment basses pour éviter des effets néfastes sur la faune piscicole et piscivore, et assurer une bonne qualité alimentaire du poisson.

Depuis 1975, la CIPEL entreprend périodiquement des campagnes de mesure de micropolluants dans les poissons du lac, afin de compléter l'évaluation de la contamination de l'écosystème en ciblant des substances bioaccumulables. Ces campagnes ont pour objectif général de s'assurer que les concentrations en micropolluants mesurées dans les poissons tendent vers les niveaux les plus faibles possibles, et qu'elles ne dépassent pas des niveaux de concentration néfastes pour l'homme et les espèces aquatiques. Par ailleurs, la CIPEL entend développer une veille sur la présence de substances peu surveillées jusqu'à présent.

La dernière campagne de ce type a été réalisée en 2018, en privilégiant un objectif environnemental (protection des espèces aquatiques). Elle a notamment permis de mettre en évidence pour la première fois de faibles niveaux de contamination par des composés retardateurs de flamme halogénés alternatifs aux polybromodiphényl-éthers (PBDE), à l'exception d'un composé, le décabromodiphényl éthane (DBDPE). En revanche, pour plusieurs substances, en particulier le mercure, les polychlorobiphényles (PCB) et le perfluorooctane sulfonate (PFOS), les tendances temporelles de la contamination n'avaient pu être établies (Babut et al. 2019).

La campagne 2020 visait à (i) consolider les données sur les tendances temporelles pour le mercure, les PCB et le PFOS, et (ii) poursuivre l'acquisition de données sur la contamination de la faune piscicole par des composés d'intérêt émergent. Dans cette perspective, le programme 2020 incluait les retardateurs de flamme alternatifs halogénés les plus détectés dans la campagne 2018, et des retardateurs de flamme organophosphorés. Ce groupe de substances représentait en 2017 20 à 30% du marché global des retardateurs de flamme (2.25 à 2.53 millions de tonnes) (Wang et al. 2020; Beard 2021), et constituerait la catégorie prédominante dans ce marché, au-dessus des composés bromés (Rauert et al. 2018). De nombreux effets toxiques (cancer, neurotoxicité, développement, reproduction) leurs sont attribués (Wang et al. 2020).

L'élaboration de ce programme a tenu compte du cadre stratégique de la surveillance de l'état chimique dans le biote dans les Etats membres de l'Union Européenne, en application de la directive 2013/39/UE (E. C 2014) : les données obtenues dans le cadre de ce programme seront aussi valorisables dans le cadre du rapportage au titre de la directive 2000/60 (DCE), ou, dans une certaine mesure, utilisables par les autorités sanitaires françaises et suisses.

2. METHODES

2.1 SUBSTANCES ANALYSEES

Le choix des contaminants à surveiller de façon pérenne s'est appuyé sur l'expérience acquise lors des campagnes précédentes, en particulier celle de 2018, et dans une moindre mesure sur la directive 2013/039/UE qui fixe une liste de substances prioritaires au titre de l'état chimique des eaux à surveiller dans le biote en application de la directive 2000/60 pour l'eau (DCE).

Ainsi, trois substances pour lesquelles les tendances n'étaient pas suffisamment claires, à savoir le mercure (Hg), les polychlorobiphényles (PCB) et le perfluorooctane sulfonate (PFOS), ont été recherchées. Dans le cas des PCB, l'analyse a été restreinte aux PCB « non dioxin-like » (PCB-NDL), qu'il paraît suffisant de rechercher en raison des corrélations connues entre ces composés et l'ensemble des PCB (Bhavsar, Fletcher, et al. 2007; Babut et al. 2009). Un certain nombre de substances perfluorées ont pu être analysées simultanément au PFOS. Les retardateurs de flamme halogénés alternatifs analysés en 2018 ont été repris, pour constituer la base à l'analyse ultérieure des tendances temporelles. Enfin, une autre catégorie de retardateurs de flamme, en l'occurrence des organophosphorés, a été introduite pour la première fois. La catégorie des retardateurs de flamme, qui recouvre une gamme étendue de substances (Bergman et al. 2012), est importante à surveiller : largement utilisés dans de nombreux équipements et matériaux de construction, ils sont appelés à être disséminés dans l'environnement, alors que ces usages paraissent essentiels, notamment dans le contexte de l'adaptation au changement climatique. Le Tableau 6 résume la liste des substances retenues pour la campagne 2020.

Tableau 6 : Liste des substances et groupes analysés en 2020

Table 1: Substances and groups analyzed in 2020

N°g	Désignation
21	Mercure (Hg)
35	Perfluorooctane sulfonate (PFOS)
	Autres substances perfluorées : acides perfluoro-alkyl sulfoniques de C4 à C10, acides perfluoro-alkyl carboxyliques de C4 à C14 (liste détaillée en 0)
	PCB NDL (congénères 28, 52, 101, 138, 153, et 180)
	Retardateurs de flamme halogénés alternatifs
	- DDC-CO ; CAS 13560-89-9
	- DDC-Ant ; CAS 13560-92-4
	- DBDPE ; CAS 84852-53-9
	Retardateurs de flamme organophosphorés
	- tributyl phosphate (TBP) : CAS 126-73-8
	- tris(chloroéthyl)-phosphate (TCEP) : CAS 115-96-8
	- Isodécyldiphenyl phosphate (IDPP) : CAS 68937-41-7

2.2 PROGRAMME D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

Choix des espèces :

Compte tenu de l'objectif environnemental visé pour cette campagne, les espèces de poissons fortement consommées ou à fort potentiel commercial ont été exclues, à l'exception de la perche, dont la chair est analysée depuis les années 1970 pour de nombreuses substances, et qui présente donc un grand intérêt pour déterminer les tendances temporelles. Deux espèces représentatives respectivement de l'épilimnion et de l'hypolimnion et dotées de régimes alimentaires différents ont été retenues, à savoir le gardon (*Rutilus rutilus*), omnivore et consommateur de zooplancton, et la lote (*Lota lota*), plutôt carnivore (œufs de poissons, poissons).

^g Les numéros font référence à la liste des substances prioritaires au titre de la directive cadre pour l'eau de l'UE.

Type d'échantillons, effectifs :

Un nombre de cinq (minimum) à sept (optimum) individus de chaque espèce était ciblé dans quatre secteurs du lac (Figure 3) : dans le Petit Lac (secteur A), au droit de Thonon-les-Bains (secteur B), au droit de Lausanne (secteur C) et dans le secteur de Saint-Gingolph-Montreux (secteur D).

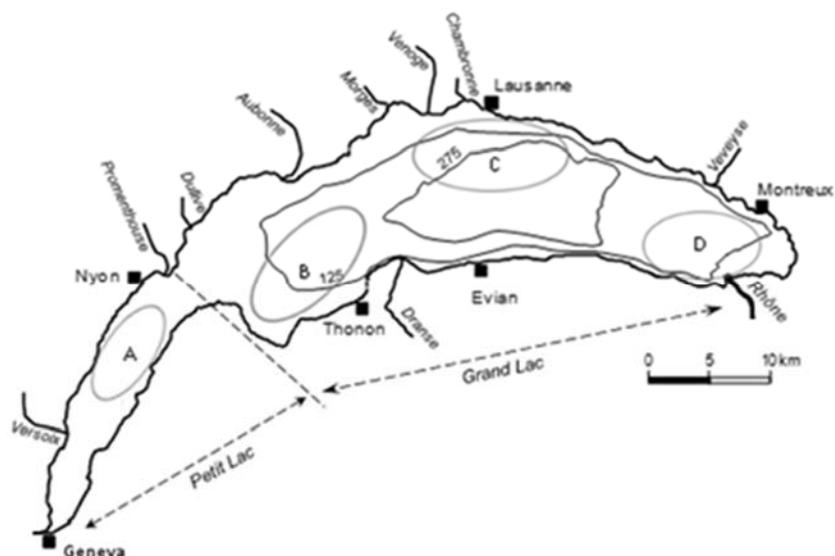


Figure 3 : Zones de pêche

Figure 1: Sampling areas

Les résultats de la collecte, effectuée durant l'été 2020, figurent au Tableau 7 ci-dessous.

Tableau 7 : Effectifs analysés en 2020, par espèce

Table 2: Fish samples collected in 2020

Secteur	Gardon			Lote			Perche		
	N	Taille (mm)	Masse (g)	N	Taille (mm)	Masse (g)	N	Taille (mm)	Masse (g)
A	7	165-205	84-124	-	-	-	7	160-170	50-65
B	8	142-251	50-266	6	202-245	71-111	7	162-190	40-83
C	7	153-174	50-78	6	224-290	92-134	5	125-141	18-32
D	7	212-255	95-160	7	285-360	145-275	7	155-200	40-85
Total	29			19			26		

Analyse :

En cohérence avec l'objectif général de cette surveillance, les analyses ont été réalisées sur des poissons entiers broyés et lyophilisés. Les analyses ont été réalisées au LABERCA (Laboratoire d'Etudes des Résidus et Contaminants dans l'Alimentation) à Nantes, selon des méthodes accréditées^h ou des protocoles internes, à l'exception du mercure analysé au LEAV (Laboratoire de l'Environnement et de l'Alimentation de Vendée).

▪ **Rapports isotopiques du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$)**

Après lyophilisation les échantillons sont broyés et pulvérisés au moyen d'un broyeur lyseur avec des billes en céramique. Les échantillons sont ensuite pesés en double sur une balance de très haute précision dans des capsules en étain. La détermination de la déviation isotopique du ^{15}N et du ^{13}C est effectuée par analyseur élémentaire couplé à la spectrométrie de masse de rapport isotopique (Thermo MAT253). Le résultat correspond à la moyenne de deux déterminations.

^h En l'occurrence par le COFRAC, Comité Français d'Accréditation

▪ **Mercur**

L'échantillon est digéré avec de l'acide nitrique et du peroxyde d'hydrogène avant sa minéralisation dans un four micro-onde en système fermé soumis à une température et une pression élevée. La détermination quantitative est réalisée par spectrométrie de masse avec plasma couplé par induction (ICP-MS). Les matériaux DORM-4 (protéines de poissons) et ERM-CE278k (tissus de moules) sont utilisés en tant que matériaux de référence pour couvrir la gamme de concentrations.

Afin de comparer les résultats obtenus en 2020 sur le poisson entier avec les données précédentes (jusqu'aux années 1970), mesurées sur le muscle dorsal avec la peau, une conversion est effectuée suivant l'Équation 1, dérivée de (Peterson et al. 2005), pour estimer la concentration dans le muscle :

Équation 1

$$[Hg_{filet}] = 10^{\frac{\log_{10}[Hg_{poisson\ entier}] + 0.2712}{0.9005}}$$

avec $[Hg_{filet}]$ et $[Hg_{poisson\ entier}]$ les concentrations en mercure (exprimées en $\mu\text{g/g}$) dans le filet (muscle dorsal) et le poisson entier.

▪ **PCB-NDL**

Après extraction sous pression et température élevées avec un mélange de toluène/acétone et ajout des étalons internes, l'échantillon est purifié sur trois colonnes successives. La première colonne est une colonne de silice multicouche. La seconde colonne, constituée de Florisil®, conduit à la séparation des PCB qui sont élués avec de l'hexane. Enfin une dernière colonne de charbon/Célite assure la séparation des formes planaires (PCB-DL, non analysés en 2020) et non planaires des PCB. On ajoute enfin un étalon de récupération, qui permet de vérifier les rendements d'extraction. Les extraits sont finalement injectés en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (double secteur en géométrie inverse de type Matsuda).

▪ **Retardateurs de flamme halogénés**

La première étape consiste en l'extraction de la matière grasse contenant les pesticides organochlorés et les retardateurs de flamme (RF) halogénés alternatifs. L'échantillon est lyophilisé, broyé puis extrait sous pression à haute température. Les étalons internes RF sont ajoutés avant extraction. Les extraits sont purifiés sur une colonne de silice multicouche puis une colonne de Florisil®. La fraction contenant les RF est encore purifiée sur une colonne de charbon/célite. Les extraits sont finalement injectés en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (double secteur en géométrie inverse de type Matsuda).

▪ **Retardateurs de flamme organophosphorés**

L'échantillon est lyophilisé, broyé puis extrait par un mélange d'hexane : acétone (1/1 v/v) au micro-onde (Monowave Extra-Anton Paar) après ajout d'étalons internes marqués au ^{13}C . Le tube d'extraction est ensuite centrifugé, le surnageant récupéré puis évaporé avant passage sur une colonne de Florisil®. La première fraction d'éluion contenant l'IDPP est reconcentrée puis injectée en chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (UHPLC-MS/MS), tandis que la seconde fraction contenant le TBP et le TCEP est analysée en chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (GC-MS/MS).

▪ **Composés perfluorés (PFAA)**

La méthode mise en œuvre permet la détection et la quantification de 17 acides perfluorolkylés (PFAA : cf. 0). Après lyophilisation, une digestion alcaline à l'aide de méthanol et hydroxyde de potassium et une purification sur 2 cartouches SPE sont mises en oeuvre. Les extraits obtenus sont analysés par chromatographie liquide couplé à la spectrométrie de masse en tandem (LC-ESI-MS/MS).

La concentration de PFOS dans la partie comestible (filet) des poissons peut être estimée à partir de l'équation suivante, développée à partir des résultats de la campagne 2018 (Babut et al. 2019) :

Équation 2

$$[PFOS_{poisson-entier}] = 1.71(\pm 0.20) \times [PFOS_{filet}] + 1.96(\pm 2.37)$$

avec : $[PFOS_{poisson-entier}]$ et $[PFOS_{filet}]$ les concentrations de PFOS respectivement dans le poisson entier et le filet.

2.3 CRITERES D'INTERPRETATION

Compte-tenu des missions qui sont assignées à la Commission, le Conseil Scientifique a décidé le 13 octobre 2016 que l'évaluation de la contamination des poissons devait privilégier un objectif environnemental, de manière à évaluer l'état de contamination du système lacustre, et ses sources probables.

Le choix d'un programme de surveillance à visée environnementale conduit à privilégier les critères établis sur une base écotoxicologique, tenant compte des effets toxiques vis-à-vis des prédateurs des poissons, qui incluent notamment d'autres poissons (brochet), des oiseaux (p. ex. héron cendré) ou des mammifères (p. ex. loutre). Ce critère d'interprétation s'applique au poisson entier ; en effet les poissons, oiseaux ou mammifères piscivores sont réputés consommer l'ensemble du poisson.

En conséquence logique du choix des substances à surveiller (cf. § 0 ci-dessus), les valeurs du critère pour les substances prioritaires au titre de la DCE proviennent des documents support de l'élaboration des normes de qualité environnementale (NQE) dans le contexte de cette directive. Ces documents passent en revue plusieurs domaines couverts par la directive (eau potable, vie aquatique, sédiment, empoisonnement secondaire) selon une méthodologie standardisée (E. C 2011) afin d'établir une valeur guide pour chaque domaine (« *quality standard* » QS). Dans ce panel, la QS « empoisonnement secondaire » ($QS_{sec-pois}$) concerne les prédateurs en bout de chaîne trophique, à l'exclusion des humains pour lesquels une QS spécifique est considérée. La NQE adoptée dans l'Union Européenne est en principe la plus contraignante des QS. Le choix stratégique fait dans le cadre de la CIPEL conduit à retenir la $QS_{sec-pois}$ pour l'interprétation des résultats du programme, qui est la NQE dans le cas du mercure, mais pas pour les autres substances prioritaires.

Pour les PCB-NDL, les valeurs de critères sont issues d'une analyse critique de la bibliographie (cf. annexe I in (Babut et al. 2019)). Les $QS_{sec-pois}$ et valeurs guide pour les autres substances sont présentées au Tableau 8 ci-dessous.

Tableau 8 : Critères d'interprétation pour les substances analysées

Table 3: Quality benchmarks for the priority parameters

Désignation	Critère (ng/g poids frais - pf)
Mercure (Hg)	20
PFOS	33
PCB NDL (☐PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180)	2400 (*)

(*) dans ce cas le critère réfère à la concentration dans les lipides.

2.4 STATISTIQUES

Les comparaisons de lots, comme par exemple les concentrations d'un contaminant chez la lote et le gardon, ont été réalisées à l'aide du test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney. Les comparaisons de plusieurs lots, par exemple entre les secteurs de collecte de gardons (ou de lotes) pour un contaminant ont fait l'objet de tests de Kruskal-Wallis qui permet de comparer les médianes de plusieurs groupes. Ce test étant basé sur les rangs, il peut être pratiqué en incluant des résultats <LQ sans leur assigner arbitrairement de valeur numérique. Ce test est couramment suivi du test post-hoc de Dunn. L'ajustement robuste des courbes de tendance linéaire est basé sur l'estimateur Theil-Sen et les calculs effectués sur R (package « mblm », median-based linear model), peu sensible aux valeurs extrêmes, ou Pro-UCL selon les cas.

Dans le cas des contaminants émergents, où une partie des résultats étaient inférieurs à la limite de détection (LD) ou de quantification (LQ), les indicateurs statistiques (médianes, percentiles) ont été estimés en tenant compte de ces valeurs censurées, comme dans les analyses de survie (Helsel 2012), à l'aide du programme Pro-UCL 5.1.

D'une manière générale, le seuil de significativité est fixé à 5%.

3. RÉSULTATS

3.1 CARACTERISATION DES ECHANTILLONS

Les gardons collectés mesuraient entre 142 et 255 mm, les lotes entre 202 et 360 mm, et les perches entre 125 et 200 mm, pour des masses respectives entre 50 et 266 g, entre 71 et 275 g, et entre 18 et 85 g (Tableau 7 ; cf. également Annexe **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Les gardons présentent des taux de lipides entre 1.72 % et 11.54 %, supérieurs aux taux de lipides des lotes et des perches (0.77 – 6.60 % et 0.73 – 5.28 % respectivement). Il existe des différences significatives sur la taille (et la masse) entre zones de capture pour chacune des trois espèces : les gardons des secteurs B et C sont plus petits que ceux des secteurs A et D. Les lotes du secteur B sont plus petites que celles de la zone C, elles-mêmes plus petites que celles capturées en zone D. Par contre, les perches de la zone C sont les plus petites, suivies par celles de zone D, tandis que les perches des secteurs A et B sont comparables. Ces différences ne semblent pas refléter de vraies différences spatiales en termes de croissance, dans la mesure où pour chaque espèce tous les individus capturés s'inscrivent dans la même relation taille/masse.

Les valeurs du rapport isotopique du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) sont assez homogènes pour la plupart des individus, entre -31 ‰ et -27 ‰ (Figure 4). Un certain nombre d'individus de perches, de lotes et de gardons, provenant principalement des zones A et C, présentent cependant des valeurs moins négatives. Les trois espèces exploitent donc majoritairement, dans les quatre zones échantillonnées, des ressources ayant globalement la même signature carbone (source d'énergie). Certains individus exploitent cependant des ressources différentes.

Les valeurs du rapport isotopique de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) indiquent que la lote occupe dans l'ensemble une position trophique plus élevée que le gardon, tandis que la perche occupe une position intermédiaire (Figure 4). On notera également que les individus de perches et de lotes présentant des valeurs élevées de $\delta^{13}\text{C}$ ont également des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ plus faibles que leurs homologues.

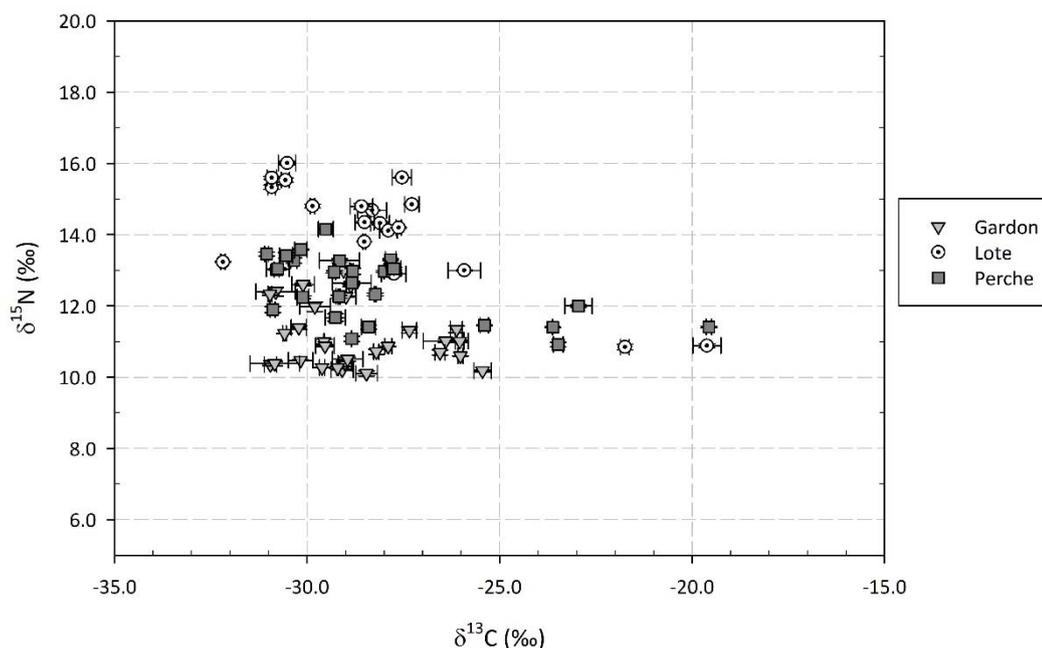


Figure 4 : Rapports isotopiques du carbone et de l'azote pour les échantillons de la campagne 2020

Figure 2: C and N isotopic ratios of the 2020 samples

3.2 CONTAMINANTS

3.2.A MERCURE

Les mesures ont été effectuées sur le poisson entier, car le critère d'interprétation (NQE) vise les prédateurs naturels comme les poissons carnivores (p.ex. brochet) et les oiseaux piscivores (p.ex. héron cendré ou milan noir).

Les concentrations en Hg varient entre 21.3 et 88.9 ng/g (poids frais - pf), avec une médiane pour les gardons de 31.2 ng/g, pour les perches de 35.2 ng/g et de 45.2 ng/g pour les lotes. Le Tableau 9 présente l'ensemble des statistiques de distribution des concentrations en Hg suivant les trois espèces de poissons.

Tableau 9 : Distribution des concentrations en mercure dans le poisson entier (ng/g pf) en fonction des espèces analysées.

Table 4: Distribution of mercury concentrations (ng/g wet weight – ww) according to the species sampled.

	Gardons	Lotes	Perches
Effectif	29	19	26
Minimum	22.3	27.3	21.3
1^{er} quartile	24.9	32.7	31.0
Médiane	31.2	44.2	35.2
3^{ème} quartile	38.6	57.5	43.7
Maximum	51.3	83.7	88.9

Comme largement reconnu dans la littérature (Wiener et al. 2003; Gewurtz et al. 2011; Dang et Wang 2012), les concentrations en Hg sont corrélées de manière significativement positive (au seuil 5%) à la taille des poissons (

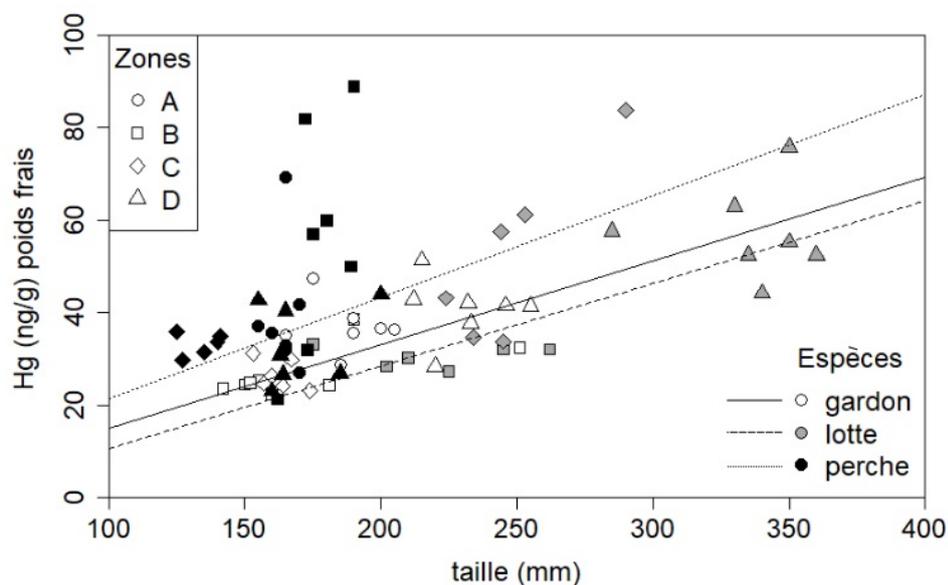


Figure 5). On observe quelques valeurs extrêmes dans les perches de la zone B et une perche de la zone A. Les lotes sont significativement plus contaminées que les gardons (Dunn post-hoc ; $p=0.0006$), alors que l'étendue plus large des concentrations en Hg dans les perches ne permet pas de mettre en évidence de différence avec les deux autres espèces. Cette contamination plus forte des lotes est notamment à mettre en relation avec la taille des poissons prélevés, significativement différentes, les lotes étant les plus grandes, suivies des gardons et finalement des perches.

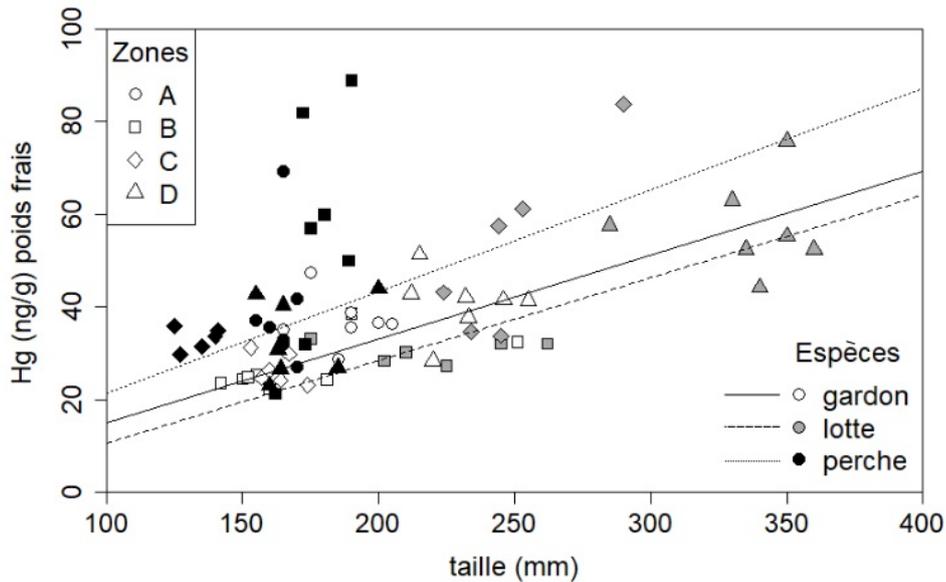


Figure 5 : Concentrations en mercure en fonction de la taille et de l'espèce dans les quatre zones de capture (les tendances linéaires sont basées sur l'estimateur non paramétrique Theil-Sen).

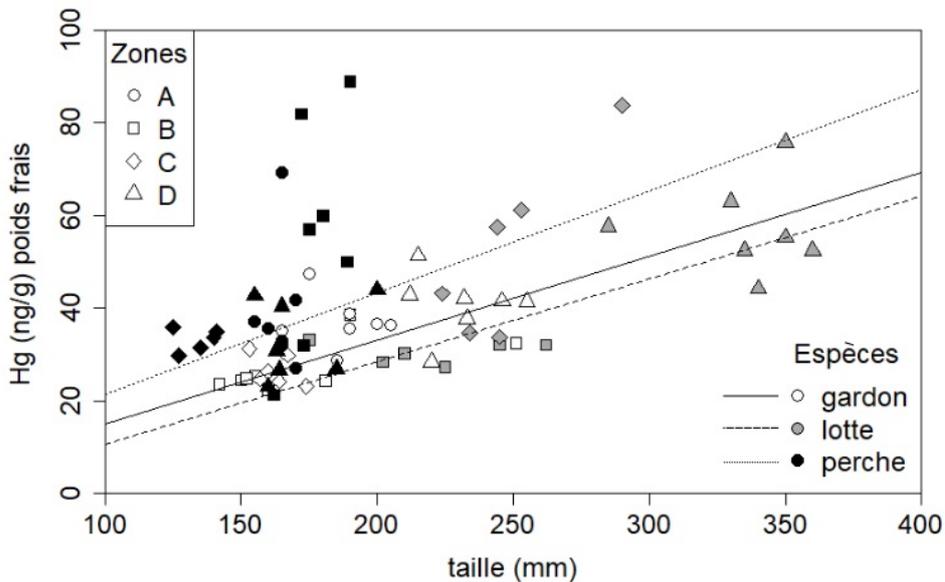


Figure 5: Mercury concentrations as a function of fish size in the four sampling areas (regression lines are based on the non-parametric Theil-Sen procedure).

L'effet de la zone de prélèvement est évalué en comparant les concentrations en Hg en fonction de leur zone de prélèvement, pour les trois espèces, mais en enlevant l'influence du facteur taille. Ainsi les comparaisons entre zones sont effectuées sur les résidus des régressions linéaires (soit la distance entre la valeur mesurée et la courbe ajustée). Aucune différence significative au seuil de 5% n'est observée entre les quatre zones de capture pour les gardons (test de Kruskal-Wallis, $p = 0.114$), les lotes ($p = 0.065$) ou les perches ($p = 0.228$). Ainsi ces résultats ne permettent pas de mettre en évidence une influence de la zone de prélèvement sur la teneur en mercure des poissons.

En se basant sur le critère d'interprétation pour le mercure dans le Tableau 8, soit la norme de qualité environnementale européenne (NQE) de 20 ng/gⁱ qui cible les empoisonnements secondaires, tous les échantillons présentent des concentrations en mercure qui égalent, ou plus généralement dépassent cette valeur, jusqu'à un facteur de 4.5.

ⁱ Directive 2013/039/UE

Après la nette diminution des concentrations en Hg dans la chair des poissons depuis le milieu des années 1970 jusqu'en 2000, mise en évidence dans les études précédentes (Loizeau et al. 2013; Babut et al. 2019), une stabilisation, ou une possible tendance à l'augmentation des teneurs depuis le début du 21^e siècle est apparue (Babut et al. 2019). La Figure 6 présente l'évolution des concentrations en Hg dans la chair de poissons entre 2000 et 2020 ; la barre hachurée représente l'objectif de la CIPEL pour la concentration en Hg dans la chair des poissons (20-30 ng/g pf, teneur considérée comme « naturelle » depuis 2002 pour les poissons du Léman^j). Les concentrations de 2018 et 2020 ont été recalculées pour le muscle suivant l'Équation 1, afin de pouvoir comparer aux années précédentes. La concentration dépendant de la taille du poisson, la comparaison temporelle se base sur la moyenne des concentrations pour les classes de masse 76-100 g pour les lotes et 51-75 g pour les perches, classes pour lesquelles il existe le plus de données. Au vu du faible nombre de données et de la grande dispersion des valeurs de concentration, aucune tendance temporelle ne peut être mise en évidence. Pour les perches, le test de tendance de Mann-Kendall ne montre pas l'existence d'une évolution interannuelle des concentrations entre 2000 et 2020 (p -value = 0.308).

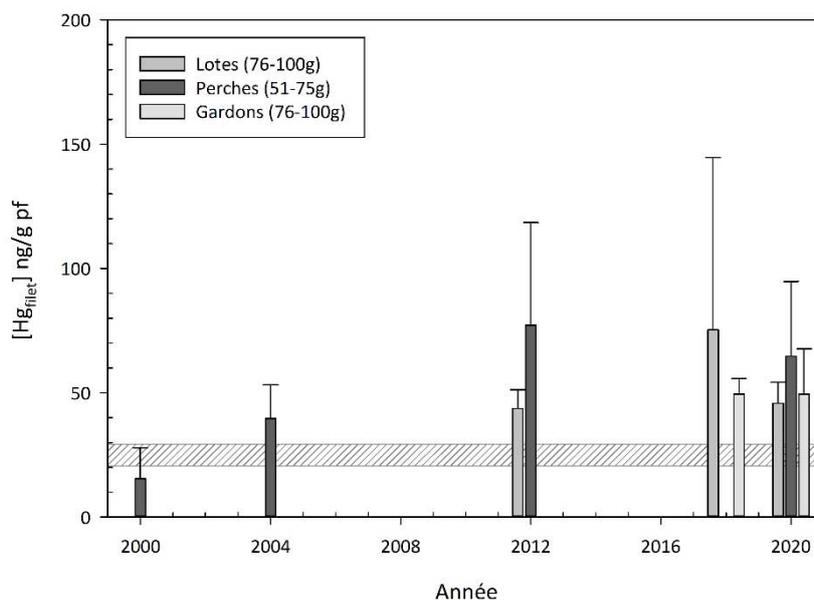


Figure 6 : Tendence interannuelle des concentrations de mercure dans les muscles des poissons du Léman 2000-2020.

Figure 6: Interannual trend (2000-2020) of mercury concentrations in Lake Geneva fish fillets.

3.2.B PFOS ET AUTRES ACIDES PERFLUORÉS

La gamme de substances analysées comprenait 17 substances perfluoro-alkylées (0) : six acides perfluoroalkyl-sulfoniques, de PFBS à PFDS, 11 acides perfluoro-carboxyliques, de PFBA à PFTeDA. L'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS) présente de nombreux d'isomères, un linéaire et d'autres ramifiés, qui apparaissent en deux groupes distincts sur les chromatogrammes. Ici on considèrera sous ce terme la somme des concentrations de tous les isomères linéaire et ramifiés.

Les composés PFBS, PFBA, PFPA, PFHxA et PFHpA n'ont jamais été détectés, ce qui paraît logique, car ces composés sont plus solubles dans l'eau et plus rapidement éliminés par les organismes. Le taux de détection était également très faible (2 échantillons sur 74) pour le PFDS.

Les taux de quantification des 10 autres composés varient entre 29.7 % pour le PFOA et 100 % pour le PFOS et les acides carboxyliques à chaîne longue (PFNA à PFTeDA ; Tableau 10). La LQ est calculée pour chaque échantillon ce qui entraîne une certaine variabilité, avec des LQ parfois supérieures à des valeurs quantifiées dans d'autres échantillons. Les distributions des concentrations de ces composés (tenant compte des valeurs <LQ) sont reportées au Tableau 10 ci-dessous.

^j L'origine de cette valeur n'est cependant pas tracée.

Tableau 10 : Distributions des concentrations (ng/g pf) des acides perfluoro-alkyles les plus fréquemment détectés

Table 5: Concentration distributions (ng/g ww) of the most detected perfluoro-alkylated acids

	PFHXS	PFHPS	PFOS	PFOA	PFNA
Taux de quantification	75.7 %	93.2 %	100 %	29.7 %	100 %
LQ	0.031-0.104	0.017-0.042	0.010-0.029	0.031-0.049	0.013-0.033
1^{er} quartile	0.078	0.050	23.45	-	0.235
Médiane	0.178	0.076	34.91	-	0.382
3^{ème} quartile	0.409	0.099	52.26	-	0.534
90^{ème} percentile	0.630	0.130	70.06	-	0.674
Maximum	1.715	0.237	135.5	-	0.811
	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	PFTTrDA	PFTeDA
Taux de quantification	100 %	100 %	100 %	100 %	83.8 %
LQ	0.019-0.039	0.025-0.038	0.021-0.044	0.017-0.030	0.067-0.100
1^{er} quartile	2.013	0.635	1.333	0.281	0.104
Médiane	2.845	0.929	1.803	0.457	0.188
3^{ème} quartile	4.050	1.252	2.666	0.652	0.291
90^{ème} percentile	5.195	1.856	3.873	1.015	0.559
Maximum	9.363	4.757	10.06	2.048	1.99

La somme des concentrations de l'ensemble des composés perfluoro-alkylés analysés (ΣPFAA) varie entre 17.8 ng/g pf et 285 ng/gpf (médiane 77.5 ng/g pf). A lui seul, le PFOS représente entre 34.4% et 48.1% de ce total.

La perche et le gardon sont significativement plus contaminés que la lote, aussi bien pour le PFOS que pour ΣPFAA. De même les zones (toutes espèces confondues) présentent des niveaux de contamination par PFOS ou ΣPFAA significativement différents, les poissons des secteurs A et D apparaissant plus contaminés par les PFAA que ceux des secteurs B et C. Les profils et niveaux de concentration pour les composés les plus détectés obtenus en 2020 sont similaires à ceux de 2018.

La valeur médiane des concentrations de PFOS (toutes espèces confondues) étant égale à 35 ng/g pf, le critère figurant au Tableau 8 est dépassé par environ la moitié des individus analysés. Comme on peut le voir sur la Figure 7, ce dépassement concerne surtout le gardon (17 individus sur 29) et la perche (18 individus sur 26) et reste marginal pour la lote (1 individu). Compte tenu de l'incertitude analytique (36% pour le PFOS), il serait possible de compter plus de gardons (jusqu'à + 8 individus) et de perches (+ 7 individus) en dépassement du critère pour le PFOS. Cette fréquence de dépassement indique un risque potentiel pour les prédateurs des poissons du Léman, qu'il est cependant impossible de quantifier avec les données disponibles actuellement.

Après estimation des concentrations dans la partie comestible à l'aide de l'Équation 2, entre 24 et 29 gardons, 3 et 15 lottes, et 25 perches présenteraient des concentrations dans le filet supérieures ou égales à 9.1 ng/g (pf), le niveau sans risque selon l'EFSA, l'autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA 2008), qui a servi de base à la norme de qualité environnementale (NQE) au sein de l'UE^k. L'EFSA a publié récemment une révision à la hausse de son évaluation de la toxicité du PFOS, tout en préconisant d'élargir à d'autres composés perfluoro-alkylés (EFSA CONTAM Panel 2020), ce qui conduirait à classer encore plus d'échantillons comme dépassant la valeur limite pour l'alimentation.

^k Directive 2013/039 UE.

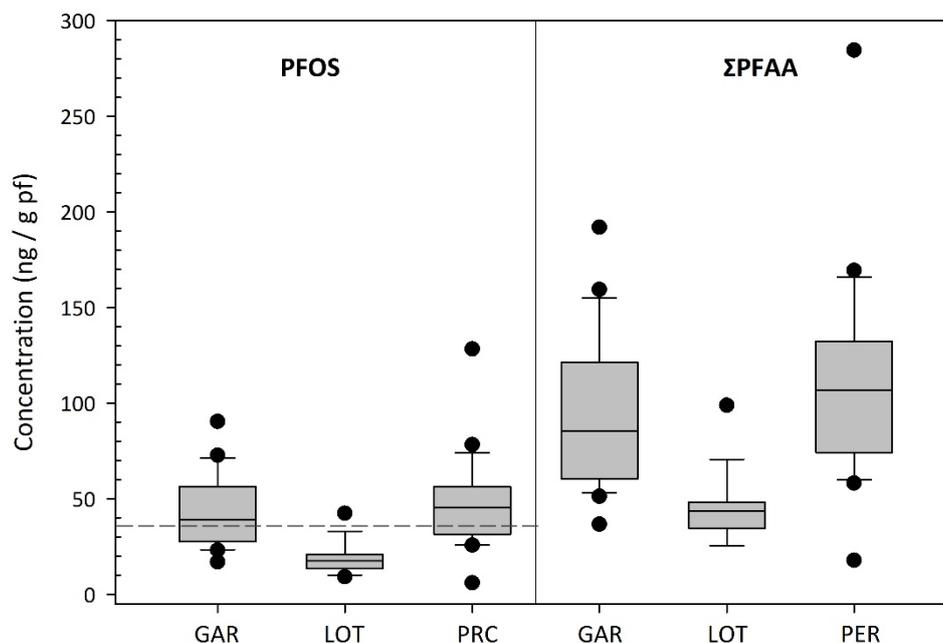


Figure 7 : Distribution des concentrations de PFOS et ΣPFAA selon l'espèce (GAR : gardon ; LOT : lote ; PER : perche ; la ligne pointillée correspond au critère de qualité retenu pour le PFOS)

Figure 7 : Distribution of PFOS and ΣPFAA concentrations in fish species (GAR: roach; LOT: burbot; PER: perch; the dashed line corresponds to the quality benchmark applied)

Evolution temporelle de la contamination par les PFAA

Les composés perfluoro-alkylés (PFAA) sont recherchés dans les poissons du Léman depuis 2008 ; il est donc temps de se poser la question de l'évolution temporelle de ces contaminants, contre laquelle des mesures de gestion ont été prises au niveau international, telles que la substitution du PFOS notamment par des composés supposés moins accumulables dans les procédés industriels (Wang et al. 2015). Les protocoles de suivi dans les poissons du lac ayant varié au cours du temps, cette analyse de l'évolution temporelle ne peut être menée actuellement que de façon qualitative.

Lors de la campagne 2008 (Ortelli et al. 2009), cinq acides sulfoniques (PFBS à PFDS, sans distinction entre les isomères du PFOS), et 11 acides carboxyliques (PFBA à PFTeDA), ainsi que le perfluorooctane sulfonamide (FOSA) ont été analysés. Les LQ obtenues à l'époque étaient plus élevées, ce qui fait que les substances quantifiées étaient essentiellement le PFOS (7.2 à 74.4 ng/g pf) et dans une moindre mesure le PFDS (<0.1 à 0.53 ng/g pf), le PFNA (<0.15 à 0.70 ng/g pf), le PFUnDA (<0.2 à 0.47 ng/g pf) et le PFDoDA (<0.15 – 0.22 ng/g pf). Quatre espèces avaient été échantillonnées (corégone, omble chevalier, perche et lote) avec des effectifs faibles (≈5 échantillons composites de plusieurs individus par espèce) ; l'analyse concernait uniquement les muscles dorsaux (filet sans peau).

En 2012 (Edder et al. 2013), le rapport ne mentionne que le PFOS dans les filets (sans peau) d'ombles chevaliers (N=20), de truites (N=2), brochets (N=5) et de corégones (N=5), ainsi que de échantillons composites de perches (N=5), de lottes (N=5). Les concentrations mesurées s'étendaient entre <LQ¹ et 140 ng/g, avec une valeur médiane égale à 35 ng/g (toutes espèces confondues).

En 2018, des gardons (N=7) et des lottes (N=7) ont été disséquées en plusieurs fractions, de façon à reconstituer la concentration dans le poisson entier (Babut et al. 2019). Des régressions entre concentration dans le filet et dans le poisson entier ont été établies pour ces deux espèces. Comme indiqué plus haut, en 2020 l'analyse a concerné des poissons entiers. Les concentrations de PFOS s'étendaient entre 5.84 et 36.8 ng/g pf chez le gardon, et entre 9.62 et 24.7 ng/g pf chez la lote.

Chez les poissons, le muscle dorsal (filet) est moins contaminé par les PFAA que d'autres fractions comme le sang, le foie ou les viscères (Houde et al. 2006; Houde et al. 2011; Vidal et al. 2019; Valsecchi et al. 2021) ; en conséquence la concentration dans le poisson entier sera plus élevée que dans le seul filet, comme d'ailleurs constaté dans la

¹ Non précisée

campagne 2018 (Babut et al. 2019). La diminution des concentrations entre 2012 (analyse dans le filet) et 2018-2020 (poisson entier) témoigne donc d'une baisse importante de la contamination par le PFOS. L'application de l'Erreur ! Source du renvoi introuvable. confirme cette conclusion pour la lote^m.

3.2.C PCB-NDL

Résultats 2020

Les six congénères de PCB ont été systématiquement quantifiés, dans tous les échantillons. Les profils de contamination étaient caractérisés par la prédominance des composés hexa-chlorés, en particulier le PCB153, indiquant des origines (sources) multiples, diffuses, éloignées dans le temps.

Toutes espèces confondues, la somme des concentrations des six congénères (Σ PCB-NDL) s'est avérée significativement plus élevée dans les zones B et D que dans les zones A et C (test de Kruskal-Wallis). Toutefois, cette comparaison des valeurs médianes par zone ne tient pas compte de l'incertitude analytique, ($\approx 25\%$), du même ordre de grandeur que l'écart entre les concentrations médianes par zone.

Par espèce (toutes zones confondues), la lote et le gardon étaient significativement plus contaminés que la perche (médianes respectives 20.5 ng/g pf, 22.5 ng/g pf et 18.9 ng/g pf (test de Kruskal-Wallis). En revanche, après ajustement au taux de lipides, la lote reste plus contaminée (809 ng/g dans les lipides - lw), suivie par la perche (492 ng/g lw) et enfin le gardon (319 ng/g lw). Ces différences ne sont donc qu'en partie dues aux taux de lipides, dans la mesure où la lote présente la plus faible valeur médiane de ce paramètre, et le gardon la plus élevée. Si l'on prend en compte l'ensemble des résultats sur les trois espèces, la position trophique relative ($\delta^{15}\text{N}$) constitue la principale variable explicative de la contamination par les PCB. La taille ou la masse expliquent également une partie de la variabilité de Σ PCB-NDL chez le gardon et la perche.

La concentration maximale dans les lipides (Σ PCB-NDL_{lip} 14420 ng/g lw) est observée chez une lote de la zone C ; au total, seules deux lotes (zone C) et une perche (zone B) excèdent la valeur de 2400 ng/g (lw) retenue comme critère de qualité (Tableau 8). On notera également que toutes les concentrations exprimées par rapport au poids frais sont inférieures à 125 ng/g, valeur limite de Σ PCB-NDL pour la commercialisation du poisson selon le règlement 1259/2011 de l'Union Européenne ; seule la lote présentant la concentration maximale de Σ PCB-NDL s'approche de cette limite. A noter toutefois qu'ici les concentrations ont été mesurées dans le poisson entier et non dans la partie comestible (filet).

Tendances temporelles

Bien que les PCB aient été analysés dans les poissons du Léman depuis plusieurs décennies (cf. tableau 4 p 200 in (Babut et al. 2019), les protocoles ont varié dans le temps : échantillonnage de pools ou d'individus, espèces ciblées, méthodes, laboratoires, expression des résultats. Depuis 2008, la lote a été ciblée à chaque campagne, et la perche trois fois sur quatre. En 2008, les résultats annexés au rapport se réfèrent à la somme des concentrations des PCB indicateurs, soit sept congénères ; le congénère supplémentaire (PCB118) par rapport aux campagnes suivantes devrait toutefois être minoritaire, compte tenu des profils de contamination habituels.

L'examen des tendances paraît toutefois plus fiable en partant de 2012 : le protocole est resté inchangé depuis, et un seul laboratoire a été en charge des analyses. Les poissons analysés présentent des tailles similaires entre les années.

Un test de Mann-Kendall prenant en compte les années 2012, 2018 et 2020 pour la lote révèle une tendance significative croissante ($p < 0.0001$). Toutefois, le nombre d'individus était réduit en 2012 ($N=5$), et tous les poissons provenaient d'une seule zone ; en 2018, le nombre d'échantillons analysés était un peu plus élevé ($N=11$), et ils provenaient de trois zones. En 2020, le nombre d'échantillons analysés ($N=19$) était aussi plus élevé, provenant également de trois zones, avec comme corollaire une augmentation de la variabilité. Néanmoins, un test de Kruskal-Wallis sur ces trois groupes annuels confirme que les concentrations médianes sont différentes entre ces années. En revanche, ces deux tests ne tiennent pas compte de l'incertitude analytique. Il n'est donc pas absolument certain qu'il y ait une tendance croissante pour cette espèce.

Pour la perche, si on écarte 2008, il ne reste que deux séries, 2012 ($N=5$) et 2020 ($N=26$) ; ces deux séries ont des valeurs médianes proches (Σ PCB-NDL 14.8 et 14.3 ng/g pf respectivement) ; le test de Wilcoxon/Mann-Whitney permet de conclure qu'il n'y a pas de différence significative entre ces deux annéesⁿ.

^m Deux régressions filet-poisson entier ont été faites en 2018, pour la lote et le gardon, avec des résultats identiques. Pas de régression disponible pour la perche.

ⁿ « on ne peut pas rejeter H_0 , i.e. la série 2012 est inférieure ou égale à la série 2018 »

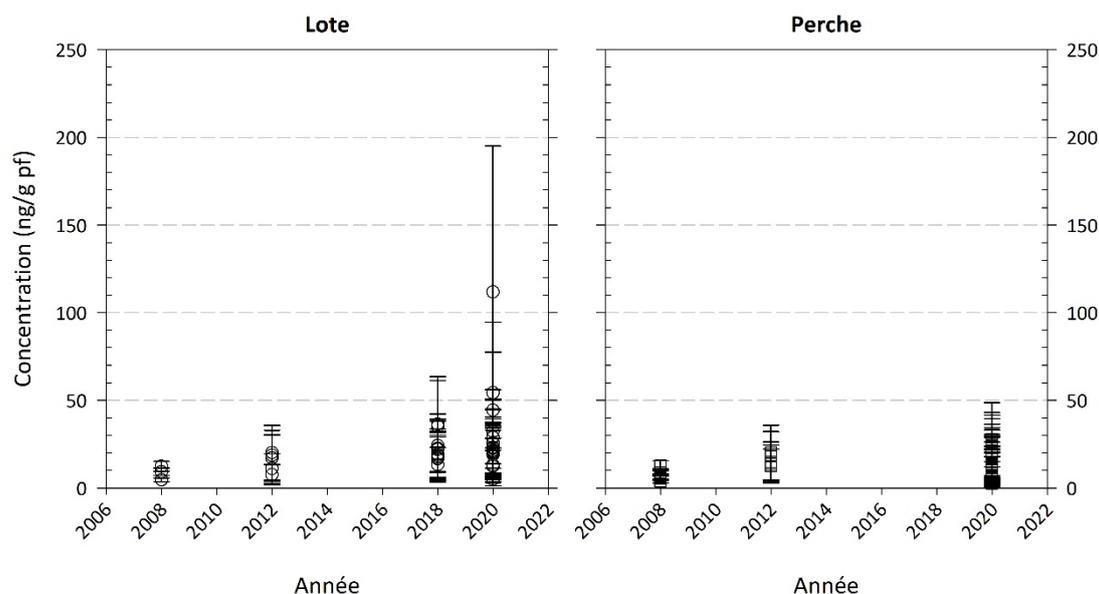


Figure 8 : Σ PCB-NDL chez la lote et la perche en 2008, 2012, 2018 et 2020.

Figure 8: Σ PCB-NDL in burbot and perch in 2008, 2012, 2018 and 2020.

Il n'y a donc en tous cas pas de diminution des concentrations de PCB-NDL entre 2012 et 2020 ni pour la perche, ni pour la lote. Pour cette dernière espèce l'augmentation des concentrations sur cette période paraît donc incertaine.

3.2.D RETARDATEURS DE FLAMME HALOGÉNÉS

Résultats 2020

Le DBDPE apparaît de nouveau comme le composé le plus fréquemment détecté, et présente des niveaux de concentrations plus élevés que les deux déchloranes recherchés. La contamination ne varie pas significativement selon l'espèce analysée, ni selon le taux de lipides.

Tableau 11 : Taux de quantification et distribution des concentrations (ng/g pf) de RF halogénés alternatifs dans les poissons du Léman

Table 6: Quantification rate and concentration distributions (ng/g ww) for selected HFRs in fish from Lake Geneva

	Gardon			Lote			Perche		
	DDC-Ant	DDC-CO	DBDPE	DDC-Ant	DDC-CO	DBDPE	DDC-Ant	DDC-CO	DBDPE
Tx quanti.	86.2%	82.8%	93.1%	42.1%	63.2%	94.7%	15.4%	75.0%	92.3%
LQ	0.002	0.005	0.02	0.002	0.005	0.02	0.002	0.005	0.02
1^{er} quartile	0.002	0.008	0.11	-	0.005	0.11	-	0.005	0.14
médiane	0.003	0.032	0.26	-	0.007	0.20	-	0.015	0.27
3^{ème} quartile	0.003	0.067	0.53	-	0.025	0.54	-	0.064	0.43
90^{ème} perc.	0.004	0.098	0.85	-	0.054	1.32	-	0.086	0.55
maximum	0.005	0.179	3.71	-	0.116	3.33	-	0.185	1.13

L'information disponible actuellement n'est pas suffisante pour développer des critères d'interprétation dans le même esprit que pour les PBDE, PCB ou mercure. Ces substances (au moins celles détectées) doivent cependant continuer d'être surveillées, puisque l'utilisation de retardateurs de flamme reste élevée. L'élaboration de critères d'interprétation serait requise en cas de tendance croissante des concentrations.

Comparaison avec la campagne 2018

Etant donné qu'il n'apparaissait pas de différence de contamination entre espèces (ni en 2018, ni en 2020), les résultats ont été regroupés, avant d'appliquer un test de Wilcoxon-Mann-Whitney, qui indique que les résultats des deux campagnes sont comparables, pour le DBDPE comme pour le DDC-CO.

Comparaison avec la contamination de lacs ou rivières de régions industrialisées

Les déchloranes (DDC-ANT et DDC-CO particulièrement) apparaissent comme composés dominants dans la région des Grands Lacs nord-américains (Widelka et al. 2016; Kurt-Karakus et al. 2019; Wu et al. 2019), ainsi que dans le fleuve St-Laurent au Canada (Houde et al. 2014). Les concentrations des HFR alternatifs rapportées dans ces études paraissent relativement faibles, avec notamment une moyenne géométrique des concentrations de DDC-CO égale à 0.35 ng/g pf dans les poissons du lac Ontario (une sorte d'aloise et truite de lac ; concentrations dans des homogénats de poissons entiers comprises entre 0.04 et 0.142 ng/g pf), soit des niveaux similaires à ceux observés dans les poissons du Léman (cf. Tableau 11). Dans ce lac les concentrations des autres HFR alternatifs étaient plus basses que celles du DDC-CO (Kurt-Karakus et al. 2019).

Une étude récente sur différents types d'échantillons (sols, matières en suspension, filets de brème ...) conservés dans l'échantillothèque de l'Agence fédérale allemande de l'environnement (<https://www.umweltprobenbank.de>) montre une présence systématique de DBDPE dans les échantillons terrestres (sols et plantes), tandis que ce composé est <LQ dans les quelques échantillons de brème analysés. Parmi les autres HFR alternatifs le DDC-CO apparaît comme peu fréquent (Dreyer et al. 2019).

Enfin en France, les déchloranes ont été analysés dans la chair musculaire de silures (N=102) capturés dans des rivières de diverses régions autour de 2010 (Abdel Malak et al. 2018). La valeur maximum de la somme des concentrations des composés de cette famille était de 0.408 ng/g pf, le DDC-CO étant inférieur au DDC-Ant, ainsi qu'à un autre déchlorane (DDC-DBF, ou Dec-602).

3.2.E RETARDATEURS DE FLAMME ORGANOPHOSPHORÉS

En fonction de leur structure chimique, les RF organophosphorés (OPFR) peuvent être inorganiques, ou organiques, dont certains sont également halogénés. Nombre d'OPFR organiques, notamment les halogénés, sont des esters phosphorés, dont la formule générique est présentée

Les OPFR organiques présentent des propriétés variables en termes de solubilité, d'hydrophobicité et de pression de vapeur. Les facteurs de bioconcentration (BCF), de même que l'hydrophobicité, tendent à augmenter avec la masse moléculaire des OPFR, augmentant par conséquent la probabilité de retrouver ces composés dans l'environnement.

Les composés recherchés dans la campagne 2020, à savoir un OPFR halogéné, le tris(chloroéthyl)-phosphate (TCEP, CAS 115-96-8), et deux OPFR organiques non halogénés, le tributyl phosphate (TBP, CAS 126-73-8) et l'isodécyldiphenyl phosphate (IDPP, CAS 68937-41-7), présentent des propriétés contrastées (Wang et al. 2020) :

- Le TCEP est relativement soluble dans l'eau, log K_{ow} 1.44, peu bioaccumulable (BCF 1.37) ;
- Le TBP est peu soluble, log K_{ow} 3.28, bioaccumulable ;
- L'IDPP est très peu soluble, log K_{ow} 5.56, bioaccumulable.

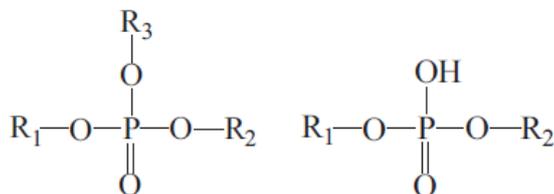


Figure 9 : Structure chimique des OPFR (à droite, di-ester, à gauche tri-ester)

En fonction de leur structure chimique, les RF organophosphorés (OPFR) peuvent être inorganiques, ou organiques, dont certains sont également halogénés. Nombre d'OPFR organiques, notamment les halogénés, sont des esters phosphorés, dont la formule générique est présentée

Les OPFR organiques présentent des propriétés variables en termes de solubilité, d'hydrophobicité et de pression de vapeur. Les facteurs de bioconcentration (BCF), de même que l'hydrophobicité, tendent à augmenter avec la masse moléculaire des OPFR, augmentant par conséquent la probabilité de retrouver ces composés dans l'environnement.

Les composés recherchés dans la campagne 2020, à savoir un OPFR halogéné, le tris(chloroéthyl)-phosphate (TCEP, CAS 115-96-8), et deux OPFR organiques non halogénés, le tributyl phosphate (TBP, CAS 126-73-8) et l'isodécyldiphenyl phosphate (IDPP, CAS 68937-41-7), présentent des propriétés contrastées (Wang et al. 2020) :

- Le TCEP est relativement soluble dans l'eau, log K_{ow} 1.44, peu bioaccumulable (BCF 1.37) ;
- Le TBP est peu soluble, log K_{ow} 3.28, bioaccumulable ;
- L'IDPP est très peu soluble, log K_{ow} 5.56, bioaccumulable.

: Chemical structure of organophosphate esters (left : diesters, right tri-esters)

Les effluents domestiques constituent la principale source d'OPFR, et secondairement le transport atmosphérique, parfois à longue distance. Les travaux publiés jusqu'à présent se sont plus intéressés aux compartiments abiotiques (atmosphère, sols, sédiments) qu'à l'accumulation dans le biote (Greaves and Letcher 2017).

Résultats 2020

Les trois composés recherchés ont tous été détectés, de manière cependant inégale (

Tableau 12) : le TBP est plus fréquemment détecté que le TCEP et l'IDPP, et d'autre part la lote apparaît plus contaminée par les trois composés, significativement dans le cas du TBP. Compte tenu des taux de détection inférieurs à 50%, les distributions des concentrations n'ont pu être déterminées pour TCEP et IDPP chez la lote et la perche.

Tableau 12 : Taux de quantification et distribution des concentrations (ng/g pf) d'OPFR dans les poissons du Léman

Table 7 : Quantification rate and concentration distributions (ng/g ww) for selected OPFRs in fish from Lake Geneva

	Gardon			Lote			Perche		
	TBP	TCEP	IDPP	TBP	TCEP	IDPP	TBP	TCEP	IDPP
Tx quanti.	69.0%	0.0%	0.0%	84.2%	36.8%	5.3%	76.9%	23.1%	3.8%
LQ	1.0	0.04	0.05	1.0	0.04	0.05	1.0	0.04	0.05
1^{er} quartile	1.00	-	-	1.31	-	-	1.03	-	-
médiane	1.17	-	-	1.66	-	-	1.36	-	-
3^{ème} quartile	1.47	-	-	2.25	-	-	1.51	-	-
90^{ème} percentile	1.82	-	-	2.54	-	-	1.99	-	-
maximum	3.08	-	-	4.23	-	-	3.61	-	-

Toutes espèces confondues, le taux de lipides n'influe pas sur la somme des concentrations des OPFR mesurés.

Comparaison avec la contamination de lacs ou rivières de régions industrialisées

Relativement peu de travaux ont été publiés sur l'accumulation des OPFR dans les organismes vivants, bien moins que dans les compartiments abiotiques (sédiment, matières en suspension). Parmi les études disponibles, une majorité concernent les poissons. Selon une revue publiée en 2017 par Greaves et Letcher, les espèces benthiques sont plus contaminées que les espèces pélagiques. En Europe, le principal OPFR mesuré dans le poisson entier est le tris-2-butoxyethylphosphate (TBOEP, entre 1-10 ng/g ww), suivi par le tris-2-chloroisopropylphosphate (TCIPP), ensuite le TCEP et le triphényl-phosphate (TPHP). Au Canada, le TCEP a principalement été mis en évidence dans des lacs de régions peu peuplées (Greaves et Letcher 2017). De même, le TBOEP présentait les niveaux de concentration les plus élevés dans les poissons de l'estuaire de l'Escaut (médiane jusqu'à 17 ng/g pf), devant le TCIPP (Brandsma et al. 2015).

Les OPFR ont été systématiquement retrouvés dans la chair musculaire d'anguilles jaunes provenant de 26 sites en Belgique, à des concentrations entre 7 et plus de 300 ng/g dans la fraction lipidique ; cette fois le composé dominant était le TCIPP (Malarvannan et al. 2015).

En Suède, plusieurs OPFR (tris-(chloroisopropyl) phosphate – TCPP, TPP, TBP) ont été retrouvés dans des perches de lacs « de référence » ; les mêmes composés ainsi que le TCEP ont été mis en évidence dans les perches de lacs plus proches de points d'émission (Sundkvist et al. 2010).

Six OPFR ont été détectés dans le cadre du programme de surveillance d'Environnement Canada (16 lacs, réservoirs, rivières, dont environ la moitié dans les régions plus densément peuplées / industrialisées, analyse d'individus entier de dorés jaunes et de truites de lac) : TCEP, TBP et TBOEP, et plus rarement TCIPP, TPHP. Les concentrations étaient généralement faibles, ≤ 3.5 ng/g pf (McGoldrick et al. 2014).

Ainsi, la contamination des poissons du Léman par des OPFR se situe dans une gamme de concentrations plutôt basse par rapport à l'ensemble des études citées, avec cette réserve toutefois que la gamme d'OPFR recherchés était réduite.

^o Eloignés de sources anthropiques

^p *Sander vitreus*

4. DISCUSSIONS

4.1 MERCURE

Dans leur revue de la contamination environnementale en mercure en Suisse, (Ritscher et al. 2018) indiquent qu'« ... une teneur en mercure de 20 µg/kg est à considérer comme une charge de fond ubiquitaire » (p.40) ; ces considérations se basent sur des mesures dans le muscle des poissons, ce qui correspond à environ 16 ng/g pour le poisson entier, sans cependant considérer les classes de taille des individus. Ce niveau ubiquiste peut être associé à la contamination globale de l'environnement, essentiellement due aux apports atmosphériques.

Dans le Grand-Lac, des travaux récents suggèrent que les dépositions atmosphériques contribuent entre 6 et 20% du flux de Hg vers les sédiments (Gascón Díez et al. 2018), la majorité provenant de sources dans le bassin versant. Celles-ci incluent la remobilisation des dépositions atmosphériques, les rejets domestiques, les effluents de stations d'épuration et d'industries, et l'érosion des sols. Cependant, l'évolution actuelle des teneurs en Hg dans les poissons n'est probablement plus directement liée aux apports en Hg du bassin versant et aux dépositions atmosphériques.

Dans le Léman, les concentrations en Hg dans les poissons ne montrent pas de différence significative entre les zones de prélèvement, malgré des teneurs en Hg dans les sédiments différentes (Loizeau et al. 2017). De même, les lotes de la baie de Vidy, dont les sédiments montrent des concentrations en Hg 3 à 60 fois plus élevées que dans le reste du lac, ne sont pas plus contaminées qu'à Morges (à Porta 2013).

Les concentrations mesurées sont en général faibles et comparables aux mesures effectuées dans des lacs alpins non impactés par des apports pontuels. Par exemple des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) non-piscivores prélevés dans un petit lac d'altitude au Tessin présentent des concentrations dans le muscle entre 30 et 80 ng/g (Steingruber et Columbo 2011) ; de même, des ombles chevaliers (*Salvinus alpinus*) provenant de quatre lacs d'altitude des massifs de Belledune et Grandes Rousses (Alpes françaises) montrent des concentrations dans le muscle entre 30 et 300 ng/g (valeurs normalisées pour des poissons de 220 mm de longueur). Les auteurs attribuent ces faibles concentrations aux températures froides qui ralentissent les processus de méthylation, et à la chaîne trophique courte et la quasi absence de cannibalisme, qui réduit la bioamplification (Maruszczak et al. 2011).

A la suite de la réduction générale des apports anthropiques, le rôle des processus internes devient prépondérant dans la bioaccumulation et la bioamplification du mercure dans la chaîne trophique. Certaines études suggèrent même que la contamination du biote est passée d'un état déterminé par les apports externes en Hg à un état dépendant des processus biophysicochimiques se déroulant dans le milieu (Wang et al. 2010; Wang et Zhang 2013). Les études récentes, sur des sites manifestement non contaminés par une source ponctuelle évidente, décrivent clairement l'absence de corrélation systématique entre les teneurs en Hg dans le milieu et celles dans les poissons. Deux exemples récents le montrent ; en Scandinavie, une diminution des concentrations dans les perches est mesurée entre 1975 (moyenne de 460 ng/g) et 2010 (moyenne de 210 ng/g, malgré une augmentation des concentrations en Hg observée dans les sédiments pour la même période (Braaten et al. 2020). Les auteurs expliquent ce comportement antagoniste comme résultant de la diminution des apports atmosphériques en sulfate, ce qui ralentit l'activité des bactéries sulfato-réductrices responsables de la méthylation du mercure, et donc de son transfert dans la chaîne trophique. De même, une étude de quatre lacs côtiers d'Aquitaine (FR), contaminés de manière semblable par les apports atmosphériques, montre des teneurs en Hg dans les poissons très variables dans les différents lacs, en fonction de leur teneur/apport en sulfates ou de leur niveau d'eutrophisation (Gentès et al. 2021).

Le cycle biogéochimique du mercure est l'un des plus complexes parmi ceux des métaux. De multiples processus et facteurs géochimiques, climatiques, biochimiques, écologiques et physiologiques influencent le devenir environnemental et la bio-absorption du Hg et son transfert au long de la chaîne alimentaire. Ainsi une diminution des apports en Hg n'est plus garante d'une réduction des concentrations dans les poissons. En l'état des connaissances actuelles, il est hasardeux de prédire l'évolution future des concentrations en Hg dans les poissons du lac, et une surveillance régulière est recommandée au vu des modifications possibles du fonctionnement du lac induites par le changement climatique.

4.2 PCB

L'interdiction de fabrication des PCB et l'arrêt de leurs utilisations ont conduit dans un premier temps à une baisse généralisée des concentrations dans les différents compartiments de l'environnement, notamment la faune aquatique. Après cette période cependant, une stabilisation, ou des fluctuations ou des hausses de concentrations dans les poissons ont pu être observées dans certains écosystèmes lacustres (Bhavsar, Jackson, et al. 2007; Carlson et al. 2010). Ces évolutions ont pu être attribuées à des variations climatiques, telles que l'oscillation australe (« El Nino »), ainsi qu'à la modification des réseaux trophiques par des espèces invasives (French et al. 2006).

Ainsi, alors que la situation actuelle de contamination des poissons du Léman ne paraît pas inquiétante en termes d'impact environnemental, la question des tendances temporelles de cette contamination devrait être surveillée de près, le lac étant soumis conjointement au changement climatique et à la pression d'espèces invasives. Les données actuellement disponibles montrent une tendance possiblement croissante, mais encore incertaine, pour la lote, mais pas chez la perche. Dans la mesure où les niveaux de contamination évalués avant 2018 reposaient sur un nombre d'échantillons limité, l'augmentation apparente des concentrations serait plutôt de l'ordre d'une meilleure appréhension de leur variabilité. En revanche, il sera important de continuer à surveiller l'évolution de la tendance temporelle des concentrations en PCB, en maintenant l'espace entre deux campagnes à deux ou trois ans.

4.3 SUBSTANCES PERFLUOROALKYLES

Le niveau de contamination par le PFOS reste préoccupant vis-à-vis des espèces piscivores, en particulier chez le gardon et la perche ; par contre, les niveaux de concentration des autres PFAA restent comparativement bas.

Le PFOS n'est plus utilisé en tant que tel depuis le début des années 2000⁹ (Buck et al. 2011). Sa présence dans l'environnement peut être due (i) à sa persistance dans l'environnement suite à son utilisation pendant la période précédant ce retrait, et (ii) à l'utilisation de précurseurs dont la dégradation produit du PFOS (Eriksson et al. 2017; Sedlak et al. 2017). Ce dernier élément contribue à expliquer pourquoi les concentrations de PFOS n'ont pas encore suffisamment diminué.

Par ailleurs, l'Union Européenne procède actuellement à la révision de la liste des substances prioritaires au titre de la directive cadre pour l'eau, ainsi qu'à la révision de certaines NQE à la lumière des données disponibles. Cette révision concerne notamment le PFOS, substance prioritaire à surveiller dans le biote. La révision à l'étude de la NQE, suivant celle de la toxicité du PFOS et la recommandation d'inclure d'autres PFAA dans l'évaluation (EFSA CONTAM Panel 2020) justifie de poursuivre la surveillance de cette famille de substances.

4.4 RETARDATEURS DE FLAMME

En Europe, les OPFR représentaient environ 20% du marché des RF en 2006 (van der Veen et de Boer 2012). Au niveau mondial, le marché des RF était estimé à 2.2 millions de tonnes en 2017 (Beard 2021), voire 2.5 millions de tonnes, dont 30% d'OPFR et 20% de RF bromés (McWilliams, 2018 cité par (Wang et al. 2020). Les OPFR seraient actuellement en tonnage la catégorie prédominante de RF, au-dessus des bromés (Rauert et al. 2018). Ils sont utilisés dans les matières plastiques, en particulier les OPFR non halogénés, qui sont également des plastifiants. Les effluents domestiques constituent la principale source, et secondairement le transport atmosphérique à plus ou moins longue distance.

La bibliographie recueillie, notamment sur les OPFR et les HFR alternatifs, indique ainsi des variations importantes d'une région (industrialisée) à une autre, en termes de niveaux d'exposition comme de composition des mélanges de RF mesurés. Il convient donc de rester vigilant, et pas trop restrictif, en matière de choix des substances à surveiller.

Pour certains auteurs, l'utilisation croissante des OPFR, et leurs effets environnementaux, questionnent sur la pertinence du remplacement des PBDE par cette famille de composés (Blum et al. 2019). Cependant, les HFR alternatifs seraient moins bioaccumulés que les PBDE (Dreyer et al. 2019), tandis que d'autres études suggèrent que les RF halogénés sont bioamplifiés dans certains réseaux trophiques lacustres (Kurt-Karakus et al. 2019). Pour les OPFR, les résultats d'études concernant la bioamplification restent contradictoires et incertains.

La Figure 10 présente les résultats obtenus chez le gardon et la lote en 2018 et 2020 pour les différentes classes de RF : la somme des 6 congénères de PBDE est supérieure aux RF halogénés alternatifs (déchloranes et DBDPE) chez

⁹ Du moins en Europe et Amérique du Nord

les deux espèces. La somme des OPFR est supérieure à celle des PBDE chez les deux espèces, mais la différence n'est pas significative chez la lote, contrairement au gardon (test de Wilcoxon-Mann-Whitney).

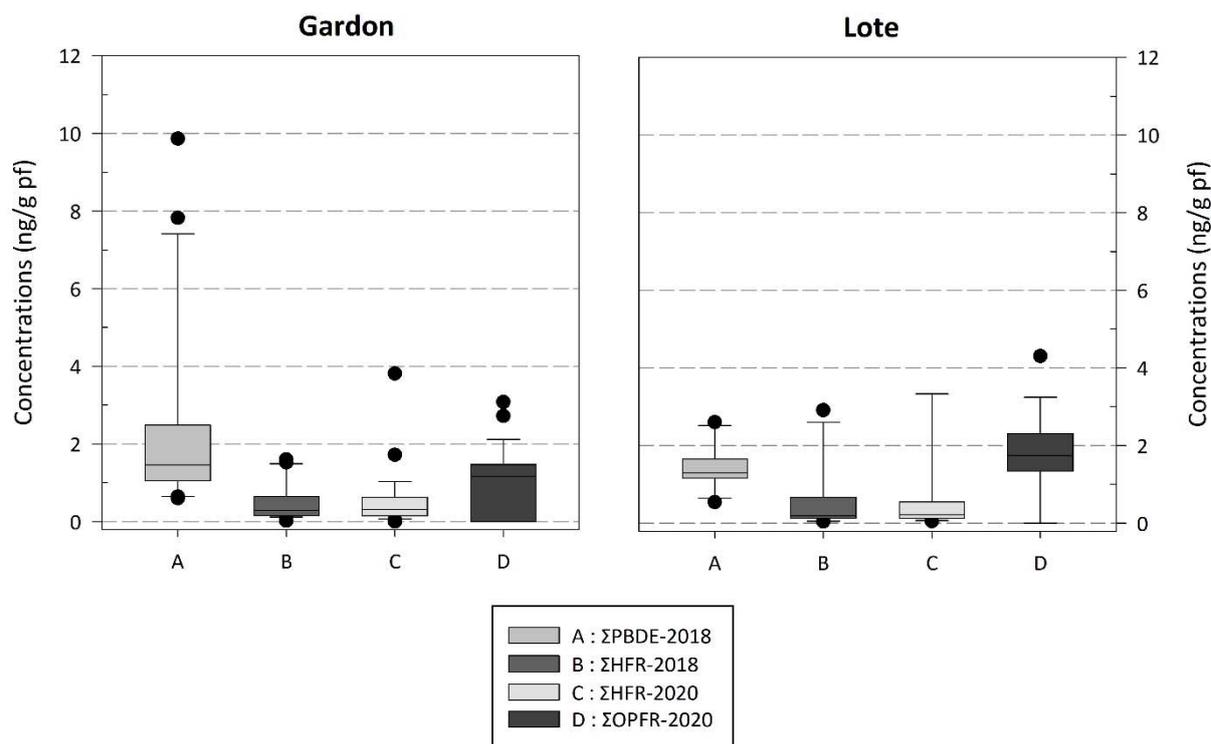


Figure 10 : Comparaison des HFR alternatifs (Σ HFR : somme de DDC-Ant, DDC-CO et DBDPE ; 2018 et 2020) avec PBDE (2018 ; somme des congénères 28, 47, 99, 100, 153 et 154) et OPFR (2020 ; TBP, TCEP, IDPP).

Figure 10 : Comparison of alternative halogenated flame retardants (Σ HFR: sum of DDC-Ant, DDC-CO and DBDPE ; 2018 and 2020) with PBDEs (2018; sum of congeners 28, 47, 99, 100, 153 and 154) and OPFRs (2020; TBP, TCEP, IDPP).

Des niveaux de contamination des poissons par les OPFR comparables ou supérieurs à ceux des PBDE ont été démontrés dans trois bassins fluviaux européens (Giulivo et al. 2017), dans les mollusques le long des côtes françaises (C. Munsch, comm. personnelle), tandis que les anguilles jaunes de l'estuaire de l'Escaut montraient au contraire des concentrations d'OPFR inférieures aux PBDE (Malarvannan et al. 2015), de même qu'en d'autres régions du monde (Iqbal et al. 2017).

Les données écotoxicologiques disponibles sur les OPFR, passées en revue par (Wang et al. 2020), sont encore partielles ; dans certains cas, comme le TCEP, elles sont suffisantes pour déterminer une concentration probablement sans effet (PNEC) fiable pour l'eau, voire le sédiment. Dans d'autre cas, elles sont par contre peu nombreuses, ce qui conduirait à une forte incertitude sur la PNEC. Il est a fortiori encore moins possible d'établir des valeurs limites dans les poissons.

Selon le système de classification du danger et d'étiquetage de l'Union Européenne, le TCEP est considéré comme toxique à long terme pour la vie aquatique ; il est reprotoxique et suspecté d'être cancérigène^r. Selon REACH et OChim, le TCEP est donc une substance très préoccupante (SVHC) soumise à autorisation avant utilisation. Le TBP en revanche semble moins problématique, selon les données disponibles actuellement.

^r <https://echa.europa.eu/fr/brief-profile/-/briefprofile/100.003.744>

5. CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS

Sur la base des données de contamination de trois espèces de poissons issues de cette campagne, le Léman s'avère de qualité médiocre pour le PFOS ; les poissons dépassent également systématiquement le critère de qualité retenu pour le mercure, et les concentrations restent supérieures à l'objectif assigné jusqu'à présent par la CIPEL. La qualité apparaît satisfaisante pour les PCB-NDL, et les niveaux de contamination relevés pour les acides perfluoroalkyles (PFAA) apparaissent faibles, comparativement au PFOS. Il manque toutefois encore un critère de qualité approprié pour confirmer cette évaluation.

La recherche ciblée de quelques retardateurs de flamme halogénés ou organophosphorés a confirmé la présence quasi-systématique de DBDPE, ainsi que d'un déchlorane (DDC-CO) à des concentrations plus faibles. Parmi les organophosphorés, le TBP est détecté très fréquemment ; le plus dangereux des composés OPFR recherchés en 2020, le TCEP, n'est retrouvé qu'à l'état résiduel.

En termes de tendances temporelles, les résultats 2020 confirment une stabilisation du niveau de contamination par le mercure et par les PCB pour la perche, la tendance pour la lote restant incertaine, tandis que le PFOS, sinon les PFAA, a diminué depuis 2008, lorsque les mesures ont débuté pour ce composé.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Abdel Malak I, Cariou R, Vénisseau A, Dervilly-Pinel G, Jaber F, Babut M, Le Bizec B. 2018. Occurrence of Dechlorane Plus and related compounds in catfish (*Silurus spp.*) from rivers in France. *Chemosphere*. 207:413–420. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.101>.
- Babut M, Cattaneo F, Raymon J-C, Ferrari B, Venisseau A, Veyrand B, Marchand P. 2019. Micropolluants organiques dans les poissons du Léman. Changins, Nyon (CH): CIPEL Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman, Campagne 2018. <https://www.cipel.org/le-leman/rapport-scientifique/>.
- Babut M, Miege C, Villeneuve B, Abarnou A, Duchemin J, Marchand P, Narbonne JF. 2009. Correlations between dioxin-like and indicators PCBs: potential consequences for environmental studies involving fish or sediment. *Environ Pollut*. 157:3451–3456.
- Beard A. 2021. The flame retardants market. *Flameretardants-Online*. [accessed 2021 Feb 19]. <https://flameretardants-online.com/flame-retardants/market>.
- Bergman Å, Rydén A, Law RJ, de Boer J, Covaci A, Alaee M, Birnbaum L, Petreas M, Rose M, Sakai S, et al. 2012. A novel abbreviation standard for organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals. *Environ Int*. 49(0):57–82.
- Bhavsar SP, Fletcher R, Hayton A, Reiner EJ, Jackson DA. 2007. Composition of Dioxin-like PCBs in Fish: An Application for Risk Assessment. *Environ Sci Technol*. 41:3096–3102.
- Bhavsar SP, Jackson DA, Hayton A, Reiner EJ, Chen T, Bodnar J. 2007. Are PCB levels in fish from the Canadian Great Lakes still declining? *J Gt Lakes Res*. 33(3):592–605.
- Blum A, Behl M, Birnbaum LS, Diamond ML, Phillips A, Singla V, Sipes NS, Stapleton HM, Venier M. 2019. Organophosphate Ester Flame Retardants: Are They a Regrettable Substitution for Polybrominated Diphenyl Ethers? *Environ Sci Technol Lett*. 6(11):638–649. doi:10.1021/acs.estlett.9b00582.
- Braaten HFV, Lindholm M, de Wit HA. 2020. Five decades of declining methylmercury concentrations in boreal foodwebs suggest pivotal role for sulphate deposition. *Sci Total Environ*. 714:136774. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.136774. [accessed 2021 Mar 30]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720302849>.
- Brandsma SH, Leonards PEG, Leslie HA, de Boer J. 2015. Tracing organophosphorus and brominated flame retardants and plasticizers in an estuarine food web. *Sci Total Environ*. 505:22–31. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.08.072.
- Buck RC, Franklin J, Berger U, Conder JM, Cousins IT, de Voogt P, Jensen AA, Kannan K, Mabury SA, van Leeuwen SPJ. 2011. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag*. 7(4):513–541. doi:10.1002/ieam.258.
- Carlson DL, Vault DSD, Swackhamer DL. 2010. On the Rate of Decline of Persistent Organic Contaminants in Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) from the Great Lakes, 1970-2003. *Environ Sci Technol*. 44(6):2004–2010. doi:<http://dx.doi.org/10.1021/es903191u>.
- Dang F, Wang W-X. 2012. Why mercury concentration increases with fish size? Biokinetic explanation. *Environ Pollut*. 163(0):192–198.
- Dreyer A, Neugebauer F, Lohmann N, Rüdél H, Teubner D, Grotti M, Rauert C, Koschorreck J. 2019. Recent findings of halogenated flame retardants (HFR) in the German and Polar environment. *Environ Pollut*. 253:850–863. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.070>.

- E. C. 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document n° 27 - Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards. Report No.: Technical Report-2011-055.
- E. C. 2014. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document No. 32 on Biota monitoring (The implementation of EQSBIOTA) under the Water Framework Directive. European Union.
- Edder P, Ortellì D, Klein A. 2013. Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman. Changins (Nyon, CH): Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.
- EFSA. 2008. Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. EFSA J. 6(7):653. doi:10.2903/j.efsa.2008.653.
- EFSA CONTAM Panel. 2020. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA J. 18(9). doi:10.2903/j.efsa.2020.6223. [accessed 2021 Apr 6]. <https://data.europa.eu/doi/10.2903/j.efsa.2020.6223>.
- Eriksson U, Haglund P, Kärrman A. 2017. Contribution of precursor compounds to the release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from waste water treatment plants (WWTPs). J Environ Sci. 61:80–90. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.05.004>.
- French TD, Campbell LM, Jackson DA, Casselman JM, Scheider WA, Hayton A. 2006. Long-term changes in legacy trace organic contaminants and mercury in Lake Ontario salmon in relation to source controls, trophodynamics, and climatic variability. Limnol Oceanogr. 51(6):2794–2807.
- Gascón Díez E, Graham ND, Loizeau J-L. 2018. Total and methyl-mercury seasonal particulate fluxes in the water column of a large lake (Lake Geneva, Switzerland). Environ Sci Pollut Res. 25(21):21086–21096. doi:10.1007/s11356-018-2252-3. [accessed 2021 Mar 30]. <http://link.springer.com/10.1007/s11356-018-2252-3>.
- Gentès S, Löhner B, Legeay A, Mazel AF, Anschutz P, Charbonnier C, Tessier E, Maury-Brachet R. 2021. Drivers of variability in mercury and methylmercury bioaccumulation and biomagnification in temperate freshwater lakes. Chemosphere. 267:128890. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.128890. [accessed 2021 Mar 30]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653520330885>.
- Gewurtz SB, Bhavsar SP, Fletcher R. 2011. Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: Importance for fish consumption advisories. Environ Int. 37(2):425–434.
- Giulivo M, Capri E, Kalogianni E, Milacic R, Majone B, Ferrari F, Eljarrat E, Barceló D. 2017. Occurrence of halogenated and organophosphate flame retardants in sediment and fish samples from three European river basins. Sci Total Environ. 586:782–791. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.056>.
- Greaves AK, Letcher RJ. 2017. A Review of Organophosphate Esters in the Environment from Biological Effects to Distribution and Fate. Bull Environ Contam Toxicol. 98(1):2–7. doi:10.1007/s00128-016-1898-0.
- Helsel DR. 2012. Statistics for censored environmental data using Minitab (R) and R (2nd edition). Hoboken (NJ): John Wiley & sons (Statistics in practice).
- Houde M, Berryman D, de Lafontaine Y, Verreault J. 2014. Novel brominated flame retardants and dechloranes in three fish species from the St. Lawrence River, Canada. Sci Total Environ. 479–480(1):48–56. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.01.105.
- Houde M, De Silva AO, Muir DCG, Letcher RJ. 2011. Monitoring of Perfluorinated Compounds in Aquatic Biota: An Updated Review. Environ Sci Technol. 45(19):7962–7973. doi:10.1021/es104326w.
- Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR, Muir DCG. 2006. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: A review. Environ Sci Technol. 40(11):3463–3473.
- Iqbal M, Syed JH, Katsoyiannis A, Malik RN, Farooqi A, Butt A, Li J, Zhang G, Cincinelli A, Jones KC. 2017. Legacy and emerging flame retardants (FRs) in the freshwater ecosystem: A review. Environ Res. 152:26–42. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.09.024>.
- Kurt-Karakus PB, Muir DC, de Jourdan B, Teixeira C, Martindale JE, Embers H, Wang X, Keir M, Backus S. 2019. Bioaccumulation of selected halogenated organic flame retardants in Lake Ontario. Environ Toxicol Chem. 38(6):1198–1210. doi:10.1002/etc.4413.
- Loizeau JL, Edder P, De Alencastro LF, Corvi C, Ramseier Gentile S. 2013. Lake Geneva pollution by micropollutants - A review of 40 years of study. Arch Sci. 66(2):117–136.
- Loizeau J-L, Makri S, Arpagaus P, Ferrari B, Casado-Martinez C, Benejam T, Marchand P. 2017. Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman. Changins (Nyon, CH): Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman (CIPEL) Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.
- Malarvannan G, Belpaire C, Geeraerts C, Eulaers I, Neels H, Covaci A. 2015. Organophosphorus flame retardants in the European eel in Flanders, Belgium: Occurrence, fate and human health risk. Environ Res. 140(0):604–610. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.021>.

- Maruszczak N, Larose C, Dommergue A, Paquet S, Beaulne JS, Maury-Brachet R, Lucotte M, Nedjai R, Ferrari CP. 2011. Mercury and methylmercury concentrations in high altitude lakes and fish (Arctic charr) from the French Alps related to watershed characteristics. *Sci Total Environ*. 409(10):1909–1915. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.02.015.
- McGoldrick DJ, Letcher RJ, Barresi E, Keir MJ, Small J, Clark MG, Sverko E, Backus SM. 2014. Organophosphate flame retardants and organosiloxanes in predatory freshwater fish from locations across Canada. *Environ Pollut*. 193:254–261. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.024.
- Ortelli D, Edder P, Rapin F. 2009. Micropolluants dans les poissons et écrevisses du Léman (campagne 2008). Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman Rapport de la Commission Internationale de Protection des Eaux du Léman.
- Peterson SA, Van Sickle J, Hughes RM, Schacher JA, Echols SF. 2005. A biopsy procedure for determining filet and predicting whole-fish mercury concentration. *Arch Environ Contam Toxicol*. 48(1):99–107. doi:10.1007/s00244-004-0260-4.
- à Porta N. 2013. Contamination en mercure des poissons du Léman selon le site de pêche [Master]. Geneva.
- Rauert C, Schuster JK, Eng A, Harner T. 2018. Global Atmospheric Concentrations of Brominated and Chlorinated Flame Retardants and Organophosphate Esters. *Environ Sci Technol*. 52(5):2777–2789. doi:10.1021/acs.est.7b06239. [accessed 2021 Feb 25]. https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b06239.
- Ritscher A, von Arx U, Bouchex-Bellomie H, Buser A. 2018. Mercure – utilisation, élimination et rejet dans l’environnement - Aperçu de la situation en Suisse. Office Fédéral de l’Environnement (OFEV) Etat de l’Environnement.
- Sedlak MD, Benskin JP, Wong A, Grace R, Greig DJ. 2017. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in San Francisco Bay wildlife: Temporal trends, exposure pathways, and notable presence of precursor compounds. *Chemosphere*. 185:1217–1226. doi:https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.096.
- Steingruber S, Columbo L. 2011. . Results from the participation of Switzerland to the International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring Effects of Air Pollution on Rivers and Lakes (ICP Waters). Annual Report 2011. Bellinzona (CH): Ufficio dell’Aria, del Clima e delle Energie Rinnovabili, Repubblica e Cantone Ticino.
- Sundkvist AM, Olofsson U, Haglund P. 2010. Organophosphorus flame retardants and plasticizers in marine and fresh water biota and in human milk. *J Environ Monit*. 12(4):943–951. doi:10.1039/b921910b.
- Valsecchi S, Babut M, Mazzoni M, Pascariello S, Ferrario C, De Felice B, Bettinetti R, Veyrand B, Marchand P, Polesello S. 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Fish from European Lakes: Current Contamination Status, Sources, and Perspectives for Monitoring. *Environ Toxicol Chem*. 40(3):658–676. doi:10.1002/etc.4815. [accessed 2021 Feb 26]. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.4815.
- Vidal A, Garric J, Babut M, Beaudouin R. 2019. Elucidating the fate of perfluorooctane sulfonate using a rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) physiologically-based toxicokinetic model. *Sci Total Environ*. 691:1297–1309.
- Wang F, Macdonald RW, Stern GA, Outridge PM. 2010. When noise becomes the signal: Chemical contamination of aquatic ecosystems under a changing climate. *Mar Pollut Bull*. 60(10):1633–1635. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.05.018. [accessed 2021 Mar 30]. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X10002195.
- Wang F, Zhang J. 2013. Mercury contamination in aquatic ecosystems under a changing environment: Implications for the Three Gorges Reservoir. *Chin Sci Bull*. 58(2):141–149. doi:10.1007/s11434-012-5490-7. [accessed 2021 Mar 30]. http://link.springer.com/10.1007/s11434-012-5490-7.
- Wang X, Zhu Q, Yan X, Wang Y, Liao C, Jiang G. 2020. A review of organophosphate flame retardants and plasticizers in the environment: Analysis, occurrence and risk assessment. *Sci Total Environ*. 731:139071. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139071. [accessed 2021 Feb 24]. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720325882.
- Wang Z, Cousins IT, Scheringer M, Hungerbuehler K. 2015. Hazard assessment of fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl acids (PFAAs) and their precursors: Status quo, ongoing challenges and possible solutions. *Environ Int*. 75(0):172–179. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.013.
- Widelka M, Lydy MJ, Wu Y, Chen D. 2016. Statewide surveillance of halogenated flame retardants in fish in Illinois, USA. *Environ Pollut*. 214:627–634. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.063.
- Wiener JG, Krabbenhoft DP, Heinz GH, Scheuhammer AM. 2003. Ecotoxicology of Mercury. In: Handbook of ecotoxicology (2nd ed.). D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton, Jr., J. Cairns, Jr. Boca Raton (FL, USA): Lewis Publishers. p. 409–463.
- Wu Y, Tan H, Zhou C, Crimmins BS, Holsen TM, Pagano JJ, Chen D. 2019. Spatial and Temporal Trends (2004 – 2016) of Selected Alternative Flame Retardants in Fish of the Laurentian Great Lakes. *Environ Sci Technol*. 53(4):1786–1796. doi:10.1021/acs.est.8b05300.

7. ANNEXES

ANNEXE I : Composés perfluorés

Acronyme	Substance	N°CAS	Nombre d'atomes de carbone
<i>Acides perfluoro-alkyl sulfoniques</i>			
PFBS	Acide perfluoro-butane sulfonique	375-73-5	4
PFHxS	Acide perfluoro-hexane sulfonique	355-46-4	6
PFHpS	Acide perfluoro-heptane sulfonique	375-92-8	7
PFOS	Acide perfluoro-octane sulfonique	1763-23-1	8
PFDS	Acide perfluoro-décane sulfonique	335-77-3	10
<i>Acides perfluoro-alkyl carboxyliques</i>			
PFBA	Acide perfluoro-butanoïque	45048-62-2	4
PFPA	Acide perfluoro-pentanoïque	45167-47-3	5
PFHxA	Acide perfluoro-hexanoïque	92612-52-7	6
PFHpA	Acide perfluoro-heptanoïque	120885-29-2	7
PFOA	Acide perfluoro-octanoïque	45285-51-6	8
PFNA	Acide perfluoro-nonanoïque	72007-68-2	9
PFDA	Acide perfluoro-décanoïque	73829-36-4	10
PFUnDA	Acide perfluoro-undécanoïque	196859-54-8	11
PFDoDA	Acide perfluoro-dodécanoïque	171978-95-3	12
PFTTrDA	Acide perfluoro-tridécanoïque	862374-87-6	13
PFTeDA	Acide perfluoro-tétradécanoïque	365971-87-5	14

ANNEXE II : Caractéristiques des poissons analysés en 2020

Les effectifs de gardon et de perche sont caractérisés par une proportion élevée d'individus immatures (12/29 et 16/26 respectivement) ; les sexe ratios ne sont pas équilibrés, pour aucune des trois espèces échantillonnées. Rapports isotopiques : moyennes/écart-types de deux mesures.

Zone de capture	Espèce	Référence	Taille (mm)	Masse (g)	Sexe	% Matière sèche	% MG	$\delta^{13}\text{C}$ [‰] moy	écart-type $\delta^{13}\text{C}$ [‰]	$\delta^{15}\text{N}$ [‰] moy	écart-type $\delta^{15}\text{N}$ [‰]
A	gardon	GEG01	190	110	?	32.52	11.54	-30.957	0.161	10.350	0.024
	gardon	GEG02	165	90	M	29.33	8.74	-30.173	0.315	10.471	0.019
	gardon	GEG03	185	110	?	30.40	9.83	-30.846	0.639	10.382	0.064
	gardon	GEG04	200	118	?	30.43	7.22	-29.092	0.290	10.203	0.025
	gardon	GEG05	175	84	?	27.89	7.67	-29.562	0.007	10.998	0.066
	gardon	GEG06	205	124	?	30.24	8.81	-28.460	0.287	10.104	0.071
	gardon	GEG07	190	102	M	27.79	6.11	-29.023	0.176	10.383	0.090
	perche	GEP01	165	65	?	26.68	2.77	-28.405	0.185	11.403	0.058
	perche	GEP02	160	60	?	27.34	4.51	-28.848	0.002	11.073	0.079
	perche	GEP03	170	65	?	26.12	2.57	-23.618	0.004	11.398	0.013
	perche	GEP04	165	65	?	26.64	2.92	-19.561	0.069	11.408	0.018
	perche	GEP05	165	60	?	27.52	3.83	-29.267	0.262	11.676	0.100
	perche	GEP06	155	50	?	26.43	1.71	-23.477	0.126	10.913	0.069
	perche	GEP07	170	65	?	26.99	4.32	-30.898	0.064	11.902	0.087
B	gardon	FRG01	251	266	F	34.14	6.93	-30.817	0.516	12.399	0.115
	gardon	FRG02	181	76	M	27.12	3.53	-26.124	0.157	11.341	0.094
	gardon	FRG03	160	61	M	23.99	4.96	-30.589	0.044	11.223	0.004
	gardon	FRG04	190	129	M	27.57	8.44	-30.110	0.291	12.603	0.042
	gardon	FRG05	155	50	M	29.65	7.86	-29.615	0.071	10.266	0.005
	gardon	FRG06	150	53	M?	28.85	11.00	-30.219	0.197	11.393	0.053
	gardon	FRG07	142	50	M?	24.55	2.33	-27.900	0.092	10.863	0.004
	gardon	FRG08	152	52	F	26.18	3.89	-29.209	0.023	10.264	0.031
	lote	FRL01	225	80	F	22.71	3.97	-30.523	0.228	16.011	0.042
	lote	FRL02	210	85	F	23.30	4.64	-30.924	0.100	15.335	0.064
	lote	FRL03	245	77	M	20.13	1.20	-28.518	0.037	13.806	0.001
	lote	FRL04	262	87	F	26.71	3.87	-27.752	0.322	12.900	0.039
	lote	FRL05	202	71	?	23.72	4.74	-30.922	0.124	15.596	0.037
	lote	FRL06	175	71	?	23.68	3.27	-30.567	0.107	15.532	0.062
	perche	FRP01	190	82	?	25.91	2.74	-29.174	0.025	12.260	0.039
	perche	FRP02	189	83	M	23.39	2.33	-22.951	0.356	12.002	0.034
	perche	FRP03	172	56	?	24.98	3.00	-28.003	0.003	12.970	0.024
	perche	FRP04	180	61	?	19.03	0.94	-29.517	0.194	14.155	0.027
	perche	FRP05	173	56	?	24.98	0.75	-30.350	0.081	13.275	0.080
	perche	FRP06	162	40	?	24.55	3.68	-30.109	0.152	12.248	0.041
	perche	FRP07	245	111	?	27.34	5.28	-30.796	0.066	13.016	0.008
C	gardon	VDG01	160	62	?	26.84	5.86	-28.949	0.392	10.503	0.054
	gardon	VDG02	157	60	?	25.99	4.68	-25.445	0.226	10.174	0.033
	gardon	VDG03	160	62	?	26.36	5.01	-28.205	0.070	10.709	0.069
	gardon	VDG04	167	74	F?	27.14	5.77	-26.403	0.582	11.012	0.045
	gardon	VDG05	174	78	M?	27.56	5.87	-29.539	0.243	10.879	0.028
	gardon	VDG06	164	76	?	27.20	5.90	-26.020	0.062	10.594	0.004
	gardon	VDG07	153	50	?	26.02	4.27	-26.550	0.127	10.691	0.072
	lote	VDL01	224	92	F	23.99	6.60	-21.744	0.115	10.842	0.075
	lote	VDL02	244	106	F	19.84	2.25	-28.108	0.247	14.325	0.040
	lote	VDL03	253	106	M?	20.40	1.92	-27.893	0.231	14.115	0.026
	lote	VDL04	290	134	M?	19.47	0.77	-28.313	0.375	14.682	0.020

Zone de capture	Espèce	Référence	Taille (mm)	Masse (g)	Sexe	% Matière sèche	% MG	$\delta^{13}\text{C}$ [‰] moy	écart-type $\delta^{13}\text{C}$ [‰]	$\delta^{15}\text{N}$ [‰] moy	écart-type $\delta^{15}\text{N}$ [‰]
C	lote	VDL05	245	116	F	24.14	4.22	-19.614	0.363	10.884	0.059
	lote	VDL06	234	96	M?	20.36	2.52	-25.921	0.423	13.000	0.019
	perche	VDP01	127	26	?	21.25	1.17	-28.234	0.023	12.325	0.035
	perche	VDP02	141	26	?	23.29	1.41	-28.820	0.022	12.975	0.085
	perche	VDP03	125	18	F?	21.08	2.49	-25.397	0.108	11.458	0.008
	perche	VDP04	140	26	F	20.99	0.73	-28.839	0.503	12.645	0.051
	perche	VDP05	135	32	F	20.96	1.36	-29.162	0.520	13.275	0.058
D	gardon	VSG01	255	160	M	25.88	3.62	-29.801	0.396	11.982	0.135
	gardon	VSG02	232	106	M	26.29	4.12	-29.055	0.155	12.997	0.037
	gardon	VSG03	233	120	M	25.10	3.12	-28.871	0.119	12.569	0.026
	gardon	VSG04	246	150	M	27.70	4.99	-28.989	0.260	12.268	0.020
	gardon	VSG05	215	95	?	24.45	1.72	-27.347	0.185	11.317	0.088
	gardon	VSG06	212	95	M	25.18	3.21	-26.037	0.110	11.004	0.018
	gardon	VSG07	220	125	F	28.90	5.92	-30.965	0.047	12.329	0.033
	perche	VSP01	185	70	F	24.43	2.53	-30.165	0.158	13.579	0.016
	perche	VSP02	200	85	?	27.47	4.12	-27.833	0.139	13.305	0.023
	perche	VSP03	155	40	F	21.39	1.77	-27.754	0.191	13.047	0.038
	perche	VSP04	165	45	M	26.94	4.47	-30.763	0.298	13.039	0.035
	perche	VSP05	164	45	F	24.24	3.64	-30.551	0.164	13.419	0.081
	perche	VSP06	163	40	F	22.00	1.33	-29.300	0.035	12.956	0.031
	perche	VSP07	160	45	F	24.35	4.42	-31.058	0.057	13.458	0.057
	lote	VSL01	340	275	M?	22.09	2.84	-27.627	0.069	14.198	0.010
	lote	VSL02	350	265	M	21.26	2.46	-27.283	0.186	14.850	0.013
	lote	VSL03	285	145	M?	22.13	3.42	-29.862	0.059	14.803	0.050
lote	VSL04	330	246	F	18.54	1.58	-32.189	0.058	13.233	0.013	
lote	VSL05	360	200	M	20.17	0.89	-27.540	0.252	15.604	0.009	
lote	VSL06	335	250	F	20.17	1.97	-28.511	0.246	14.349	0.016	
lote	VSL07	350	225	F	20.49	2.24	-28.592	0.296	14.794	0.083	



FRAI DU COREGONE (*COREGONUS LAVARETUS*) ET DE LA PERCHE (*PERCA FLUVIATILIS*) DANS LE LEMAN

WHITEFISH (*COREGONUS LAVARETUS*) AND PERCH (*PERCA FLUVIATILIS*) SPAWNING IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

Chloé GOULON, Orlane ANNEVILLE et Jean GUILLARD

UMR CARTEL – INRAE - USMB THONON-LES-BAINS

Aides techniques : plateau BE-PRECCI UMR CARTEL (INRAE – USMB)

RÉSUMÉ

*Dans le cadre du développement d'indicateurs de l'impact du changement climatique, les phénologies de la reproduction de deux espèces de poisson, le corégone (*Coregonus lavaretus*) et la perche (*Perca fluviatilis*), sont suivies dans le Léman. Le suivi de la reproduction du corégone s'effectue avec des filets benthiques multimailles posés et relevés chaque semaine sur des sites de référence où les poissons frayent régulièrement. Ce suivi a débuté en 2015 et a lieu de fin novembre à début mars selon les années. Afin de suivre la reproduction de la perche, depuis 1984, des frayères artificielles sont installées chaque année sur un site de référence, à différentes profondeurs, à partir de début avril jusqu'à juin. Les variabilités inter-annuelles observées dans les dynamiques de frai étaient jusqu'à présent fortement liées aux fluctuations de la température de l'eau. Cependant, depuis l'hiver 2018-2019 pour le corégone, les données recueillies ne sont plus suffisantes pour mettre en évidence des liens avec les températures. L'échantillonnage n'est plus adapté à l'effectif actuel réduit de la population de géniteurs et en 2019-2020 l'absence d'échantillonnage la dernière semaine de décembre, pour des raisons liées à la météorologie, induit un biais dans les résultats. A partir de 2018-2019, des méthodes alternatives d'échantillonnage pour obtenir des informations concernant la phénologie ont été testées et ont fait leur preuve. Elles seront présentées dans le rapport de la campagne de 2021. Le suivi de la reproduction de la perche a quant à lui été impacté par l'épidémie de COVID19 et le confinement qui s'en est suivi. Pour la perche, les données de températures, particulièrement douces, laissent supposer une précocité du frai en 2020.*

SUMMARY

*A monitoring of the spawning phenology of whitefish (*Coregonus lavaretus*) and perch (*Perca fluviatilis*) has been set up to assess the impact of climate change in Lake Geneva. The monitoring of the whitefish reproduction is carried out with multi-mesh benthic gillnets set in and out each week on areas where whitefish usually spawn. This monitoring started in 2015. It takes place from late November to early March depending on the year. In order to monitor the perch reproduction, artificial spawning substrates have been placed on a reference site at different depths from early April to June, since 1984. The spawning phenology for both species showed good relationships with water temperatures until winter 2017-2018 for the whitefish spawning survey. Afterward the relationship could not be properly investigated for whitefish. This is due to a sampling strategy that is no longer suitable to the current spawners density and during winter 2019-2020, due to the lack of data because of bad weather conditions that prevented sampling during a week of strong spawning activity. From 2018-2019, alternative sampling methods for phenology studies have been tested and proven to be successful. They will be presented in the 2021 survey report. Perch reproduction monitoring has been impacted by the COVID19 epidemic and the lockdown. The temperature data, particularly mild, suggest an early spawning in 2020.*

1. CONTEXTE ET OBJECTIF

Le changement climatique peut modifier la phénologie des organismes (Walther et al. 2002). Le régime thermique est en effet le principal facteur permettant le déclenchement du frai des poissons lacustres (Gillet, 1989). Chez certaines populations de poisson du Léman, dont le cycle de reproduction est physiologiquement piloté par la température de l'eau, de telles modifications ont déjà été observées pour le gardon (*Rutilus rutilus*) et pour la perche (*Perca fluviatilis*) (Gillet and Dubois 1995, 2007; Gillet and Quétin 2006; Concastie et al. 2019). Le déclenchement du frai de la perche et du gardon a lieu au printemps et nécessite une hausse de la température de l'eau (>10 °C). A l'inverse, le corégone (*Coregonus lavaretus*) et l'omble (*Salvelinus alpinus*) fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures descendent en dessous d'une valeur seuil (7-8°C environ pour les deux espèces). Avec le changement climatique, ces valeurs seuils devraient être atteintes plus précocement pour les espèces « d'eau chaude » (perche et gardon) et plus tardivement pour les espèces « d'eau froide » (corégone et omble), modifiant ainsi les dates de frai pour ces espèces.

L'objectif est de réaliser un suivi sur le long terme de la phénologie du frai du corégone et de la perche dans le Léman. Plus précisément, il s'agit : 1- d'estimer la date du début/de la fin du frai, son apogée et de préciser le lien avec la température, 2- de caractériser les géniteurs présents sur les sites de frai (taille, âge).

Pour le corégone, les opérations tests consistant à capturer les géniteurs, menées en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité. Au cours de la période 2016-2019 diverses adaptations de protocole (type de filets, profondeur de pose) ont eu lieu afin d'augmenter les effectifs et d'étudier plus finement la phénologie. Cependant malgré les adaptations effectuées, les effectifs capturés sont faibles, en particulier depuis 2017-2018, en lien avec la baisse constatée du stock de géniteurs de corégone. Des méthodes alternatives sont testées et se mettent progressivement en place afin d'étudier la phénologie de façon non invasive et de pallier au manque d'effectifs de poissons capturés (comptage visuel, ADN environnemental, caméra acoustique). Les premiers résultats seront présentés dans le rapport du suivi écologique qui concerne la campagne de 2021.

Afin de pouvoir suivre la phénologie de reproduction de la perche et d'étudier la population de géniteurs, des frayères artificielles sont mises en place chaque année en avril devant le port de l'UMR CARRTEL- INRAE USMB, depuis 1984, suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007). Des études antérieures ont montré que le nombre de rubans d'œufs déposés sur les frayères artificielles est un indicateur fiable du nombre de génitrices présentes dans la zone (Gillet et al. 2013). Cette méthode a l'avantage d'attirer de nombreuses femelles et facilite l'observation d'un grand nombre de rubans d'œufs. En 2020, le suivi de la reproduction a été fortement impacté par l'épidémie de COVID19 et par le confinement strict de ce printemps. D'ordinaire le suivi débute à partir de début ou mi-avril suivant les températures. La collecte des données n'a pu être possible qu'à partir de fin mai en 2020.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

1) Corégone

Six filets benthiques (6 panneaux de 5 m de long et 2 m de haut de mailles 19.5 mm, 24 mm, 29 mm, 40 mm, 50 mm et 60 mm) ont été déployés à proximité du site de l'UMR CARRTEL-INRAE, à raison de trois filets par profondeur à -4 et -8 m. En raison des faibles niveaux de captures observés dès 2017-2018, un nouveau site de suivi a été ajouté, situé au niveau de la plage de la Pinède à Thonon-les-Bains (Figure 1). Sur ce site, 4 filets benthiques de même type sont posés à environ 4 m de profondeur. La pose s'effectue avant la tombée de la nuit et la relève a lieu le matin, après le lever du jour. Pour cette saison, la première pose a eu lieu le 26/11/2019 et la dernière le 21/02/2020, après 3 relèves consécutives sans captures de poissons. Après chaque relève, les poissons sont mesurés, pesés, sexés et leur état de maturation est évalué. Leur âge est ensuite déterminé par scalimétrie. La profondeur de positionnement du filet et la maille dans laquelle les poissons ont été capturés sont notées. La température de surface est enregistrée avec un pas de temps horaire par une sonde disposée à 2 m sous la surface, dans le port de l'UMR CARRTEL qui est connectée à une station météorologique automatisée (type Cimel 516i). Pour étudier plus finement les liens entre température et phénologie, une ligne avec des capteurs de température (type Tinytag ; TG-4100) disposés aux profondeurs de -4 et -8 m a été mise en place avant la saison de reproduction depuis l'hiver 2017-2018. Les températures à -4 et -8 m étant significativement corrélées ($R^2=0.99$, $p<0.05$), seules les données de température à -4 m ont été analysées.

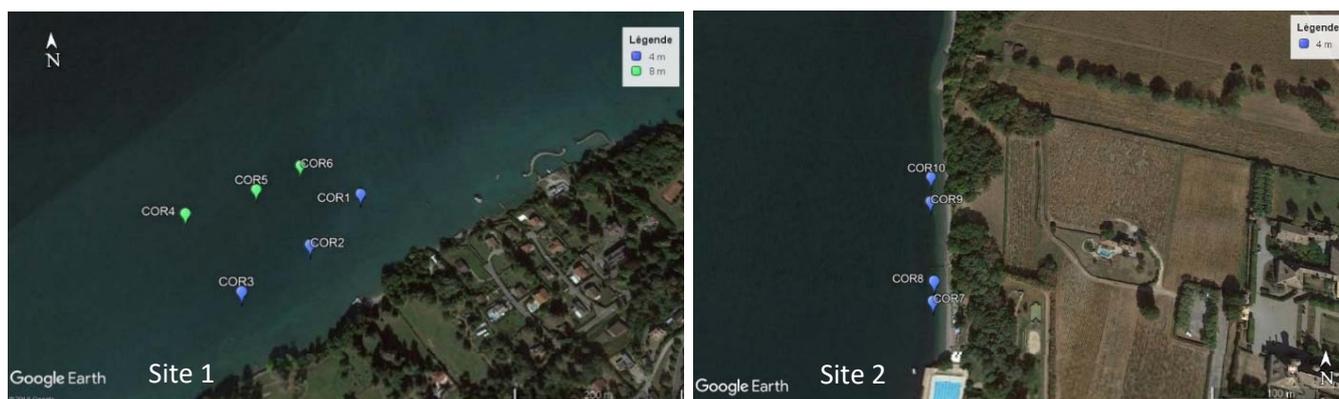


Figure 1 : Disposition théorique des filets à différentes profondeurs (-4 et -8 m) sur le site 1 (à proximité de l'UMR CARRETEL-INRAE) et sur le site 2 (Plage de la Pinède, Thonon-les-Bains).

Figure 1: Theoretical layout of the nets at different depths (-4 and -8 m) on site 1 (near UMR CARRETEL-INRAE) and site 2 (Pinède Beach, Thonon-les-Bains).

2) Perche

Afin de pouvoir suivre la phénologie de reproduction de la perche, des frayères artificielles sont mises en place chaque année en avril devant le port de l'UMR CARRETEL - INRAE, depuis 1984, suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007) (Figure 2). Ces frayères sont constituées d'un cadre en PVC de 1 m de hauteur et 2 m de largeur, qui maintient un grillage dans lequel sont entrelacées des branches d'if commun (*Taxus baccata*). Les frayères sont stabilisées en position verticale par l'intermédiaire de flotteurs positionnés sur le haut et de poids sur le bas. A partir des années 1990, les frayères sont installées à 4 m, 8 m et 12 m de profondeur, où les perches ont l'habitude de se reproduire (Gillet and Dubois 1995). Une ligne avec des capteurs de température (type Tinytag ; TG-4100) est mise en place dans la zone des frayères pour enregistrer les températures à 4 m, 8 m et 12 m de profondeur. Les frayères sont relevées deux fois par semaine pour compter et mesurer les rubans d'œufs à chaque profondeur avant de les remettre à l'eau. Chaque femelle pond des œufs sous forme d'un ruban unique (Thorpe 1977) dont la longueur et la largeur sont proportionnelles à leur taille selon l'équation : $LT = 24,210 (LR)^{0.589}$ avec LT : longueur de la femelle et LR : largeur du ruban en mm (Gillet et al. 1995; Dubois et al. 1996). La profondeur de la frayère est vérifiée avant et après chaque relève à l'aide d'un sondeur à main Plastimo ECHOTEST II.

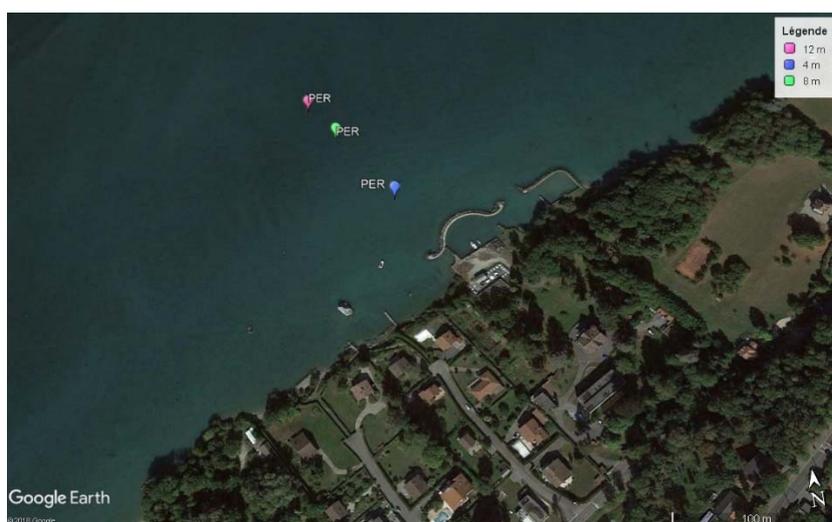


Figure 2 : Disposition théorique des frayères artificielles à différentes profondeurs (-4, -8 et -12 m) à proximité du port de l'UMR CARRETEL-INRAE.

Figure 2: Theoretical layout of the artificial spawners at different depths (-4, -8 and -12 m) near the UMR CARRETEL-INRAE port.

Pour les deux espèces, le début et la fin du frai sont estimés lorsque les seuils de 10 % et 90 % des effectifs observés (géniteurs ou rubans d'œufs) sont atteints.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

1) Corégone

Saison 2019-2020 et évolution de la structure en taille et en âge de la population

Un total de 22 individus a été capturé durant les opérations de 2019-2020. 60 % des captures ont été faites sur le site de la Pinède (site 2). La pose n'a pas pu être effectuée la dernière semaine de décembre en raison de conditions météorologiques défavorables.

Le 10 décembre (environ 10 % de captures totales), la période de reproduction avait débuté. La date correspondant à 50 % des géniteurs collectés se situerait entre le 2 et le 6 janvier 2020, le 6 janvier 2020 correspond à la date où l'effectif maximal est observé avec 13 individus (Figure 3).

Les captures ont permis la prise d'une seule femelle. Le pourcentage de mâles est donc plus élevé que ce qui est observé dans la littérature (Champigneulle et al. 1983) et les années précédentes. La taille moyenne de l'ensemble des individus capturés est de 426 mm. On compte 60 % d'individus se reproduisant pour la première fois, âgés de 1 an, les individus de 2 ans représentent un pourcentage de 23 % et la part restante est représentée par des individus âgés de 3 ans. Depuis le début des échantillonnages en 2015, la structure en âge obtenue sur l'ensemble de la saison a fortement évolué avec la part représentée par les plus jeunes individus qui devient de plus en plus importante (Figure 4). Sur la période considérée, aucune tendance n'a été observée concernant la taille (Figure 5).

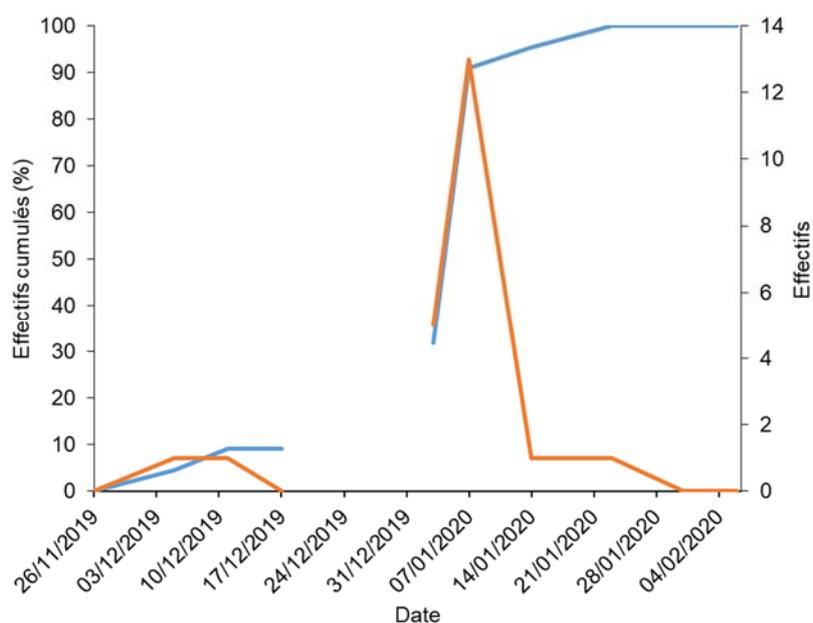


Figure 3 : Effectifs bruts (en orange) et cumulés (en bleu, exprimés en pourcentage) de corégones capturés au cours de la saison de reproduction 2019-2020.

Figure 3: Raw (in orange) and cumulated (in bleu, expressed as percentages) numbers of whitefish captured during the 2019–2020 reproduction season.

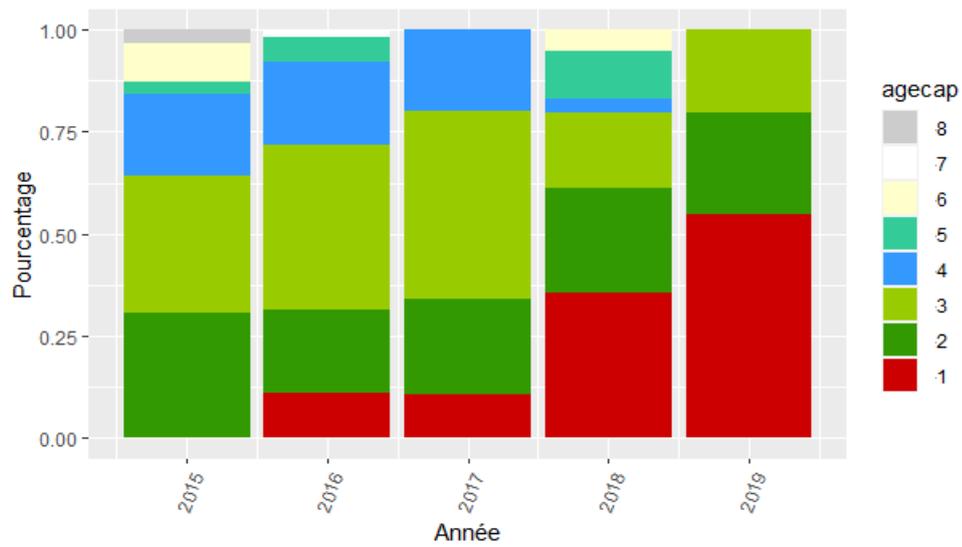


Figure 4 : Répartition en classe d'âge des corégones capturés par les filets maillants

Figure 4: Distribution in age classes of whitefish captured in gillnets

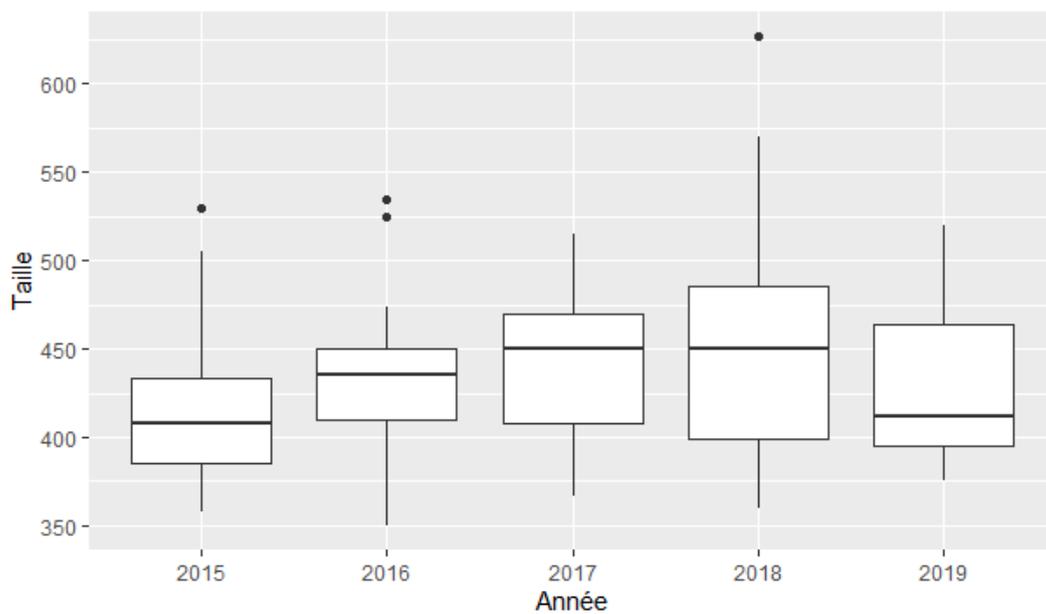


Figure 5 : Evolution de la taille (mm) des poissons capturés

Figure 5: Changes in size (mm) of fish captured

Au cours de la saison de pêche 2019-2020, en termes de captures accessoires, seule une truite a été capturée.

Comparaison interannuelle de la phénologie

En sélectionnant les profondeurs de pose de -4 et -8 m et les captures effectuées sur le site de l'UMR CARTELE, afin de rendre les données comparables, on constate que les effectifs en 2019-2020 sont, avec ceux de l'année précédente, les plus faibles depuis le début du suivi (58 en 2016-2017, 23 en 2017-2018, 8 en 2018-2019, 9 en 2019-2020). Ces effectifs sont faibles comme les effectifs actuels de la population de corégones, comme l'indiquent les données halieutiques et l'utilisation de protocole similaire sur d'autres lacs (données : commission consultative de la pêche; Goulon and Guillard 2021).

Les données obtenues dans le cadre du suivi de la phénologie, exprimées en effectifs cumulés sur l'ensemble des données, ont été comparées pour les cinq dernières années (Figure 6). D'après les données analysées, la saison de reproduction serait parmi les plus tardives avec une dynamique proche de celles de 2015-2016 (reproduction la plus tardive) et de 2016-2017. La dynamique constatée est biaisée en raison du faible nombre d'individus échantillonnés et de l'absence de pose la dernière semaine de décembre. Le pic aurait probablement eu lieu la semaine où l'échantillonnage a été absent si on considère les données de pêche exceptionnelles, à des fins d'alevinage sur les sites de Thonon-Anthy qui ont fait l'objet de tendues les semaines du 16 décembre, 26 décembre et du 6 janvier (données : APERA).

Le seuil des 50 % n'est pas représentatif pour la saison 2019-2020 étant donné la quantité de captures très faible. Comme pour la saison précédente, la dynamique constatée est biaisée en raison du faible nombre d'individus échantillonnés et de l'absence de pose la dernière semaine de décembre. L'apogée aurait eu lieu pour une température d'environ 8°C (température du port) ce qui est plus élevé que les années pour lesquelles l'effectif de poissons était suffisant pour estimer le pic de reproduction ($7 \pm 0.4^\circ\text{C}$), de 8.8°C à -4 m mesurée à proximité du site 1 de pose des filets. Les données des températures en sub-surface obtenues en novembre et décembre au point SHL2 confirment que les automnes-hivers 2018-2019 et 2019-2020 étaient chauds, impliquant probablement un démarrage de la reproduction tardif. Les automnes-hivers 2016-2017 et 2017-2018 sont quant à eux plus froids et correspondent à un démarrage plus précoce.

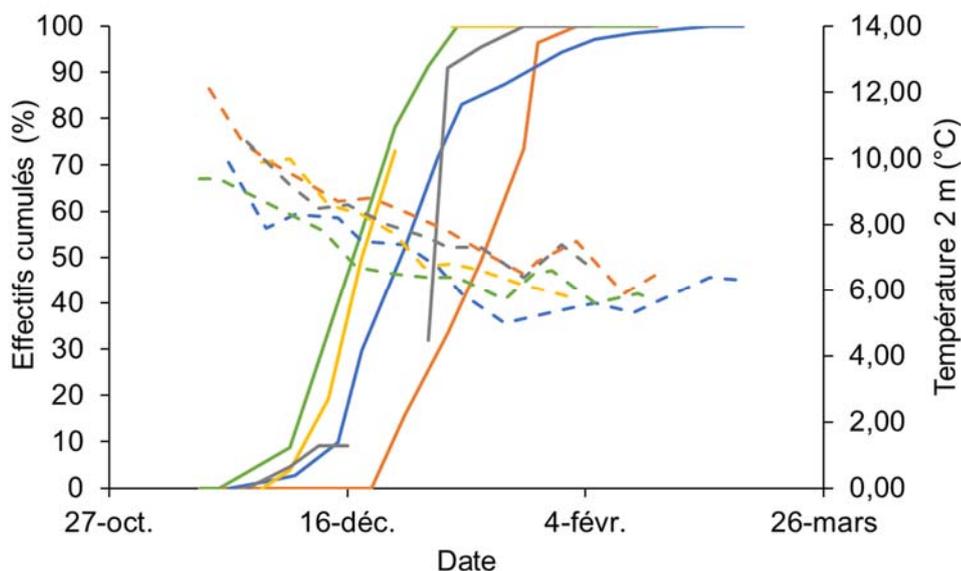


Figure 6 : Nombre de corégones capturés, exprimé en effectif cumulé, lors des hivers 2015-2016 (trait plein orange), 2016-2017 (trait plein bleu), 2017-2018 (trait plein vert), 2018-2019 (trait plein jaune, une campagne est manquante), 2019-2020 (trait plein gris, une campagne est manquante), et données de températures moyennes journalières mesurées à 2 m de profondeur dans le port de l'INRAE (traits pointillés orange : 2015-2016, bleu : 2016-2017, vert : 2017-2018, jaune : 2018-2019, gris : 2019-2020).

Figure 6: Number of whitefish captured, expressed as cumulated numbers, during winters 2015–2016 (solid orange line), 2016–2017 (blue solid line), 2017–2018 (green solid line), 2018–2019 (yellow solid line, one campaign missing), 2019–2020 (gray solid line, one campaign missing), and mean daily temperature data measured 2 m deep in the INRAE port (orange dotted line: 2015–2016, blue dotted lines: 2016–2017, green dotted line: 2017–2018, yellow dotted line: 2018–2019, gray dotted line: 2019–2020).

2) Perche

Le suivi de 2020 n'a pas pu être effectué complètement en raison du confinement lié à l'épidémie de COVID19 (Figure 7). Au cours du suivi scientifique de 2020, seules 3 relèves de frayères ont pu être effectuées, fin mai, et 17 rubans ont été récoltés. Un seul ruban a été relevé à -8 m, le reste étant relevé sur la frayère positionnée à -12 m. Les données de températures ont par contre pu être enregistrées.

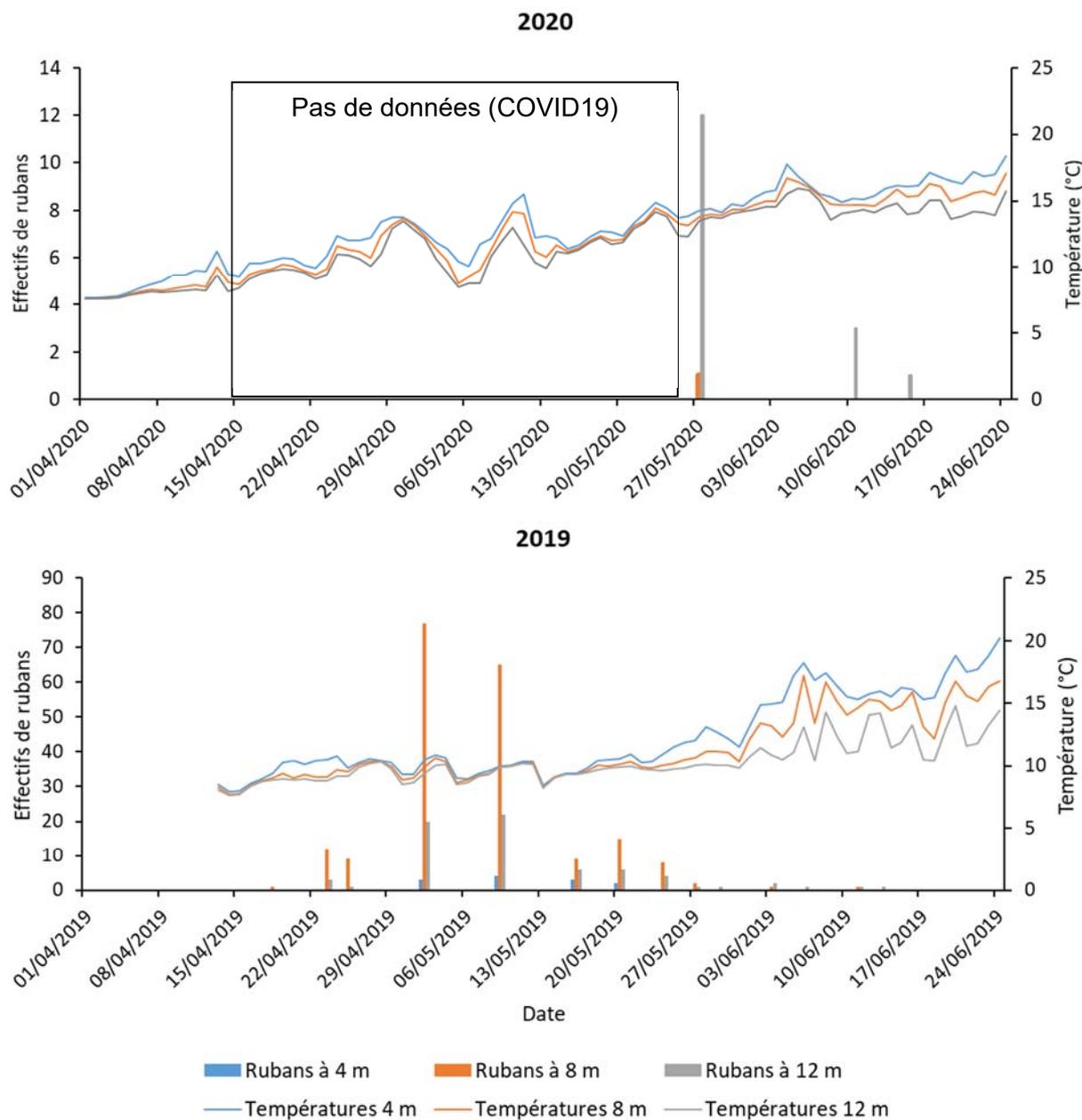


Figure 7 : Nombre de rubans de perche récoltés en a) 2019 et en b) 2020 par frayère à -4 m (bleu), -8 m (orange) et -12 m. Les courbes représentent les températures relevées à -4 m (en bleu), à -8 m (en orange) et à -12 m (en gris) de profondeur.

Figure 7 : Number of perch ribbons harvested in a) 2019 and b) 2020 per spawning bed at -4 m (blue), -8 m (orange) and -12 m (grey) deep. The curves represent the temperatures recorded at -4 m (blue), -8 m (orange) and -12 m (grey) deep.

Le lien avec la température dans la dynamique du frai pour la perche est connu de longue date. Le frai débute lorsque la température de surface atteint environ 10 °C et le pic s'observe généralement pour des températures d'environ 12°C (Gillet and Dubois 2007). Compte tenu de ces connaissances nous pouvons inférer la date de début et d'apogée du frai.

En 2020, le frai aurait pu débuter le 16 avril soit environ 15 jours plus tôt que la date de début de frai généralement observée (Concastie et al. 2019). Les températures atteignent le seuil des 12°C le 24 avril, date probable du pic de

reproduction (Figure 8). La hausse des températures se poursuit jusqu'à fin avril avant de chuter brusquement aux environs de 10°C en raison d'un épisode de vent. Ce phénomène aurait pu ralentir la dynamique de reproduction et donc influencer l'étalement de la dépose de rubans dans le temps.

La structure en taille a également une influence sur la dynamique de la reproduction. Les perches de plus petites tailles ont tendance à frayer de façon plus précoce que celles de plus grandes tailles (Gillet and Dubois 2007). En 2020, trop peu de rubans ont pu être collectés et donc analysés pour dresser des conclusions sur l'influence de la taille des reproductrices sur la dynamique.

L'activité de frai est généralement maximale la première semaine du mois de mai lorsque les températures atteignent 12°C à -4 m (Gillet and Dubois 2007). C'est à cette température que le frai est stimulé et c'est aussi la température optimale pour le développement des œufs (Hokanson and Kleiner 1974). En 2020, en se basant sur les données de température, la reproduction aurait pu être parmi les plus précoces de la série chronologique. Le printemps 2020 a été dominé par des conditions anticycloniques et le deuxième printemps le plus chaud en France et le troisième plus chaud en Suisse depuis 1900 (source : Météo France et Météo Suisse). La température de l'eau a été impactée et probablement la dynamique de frai de la perche.

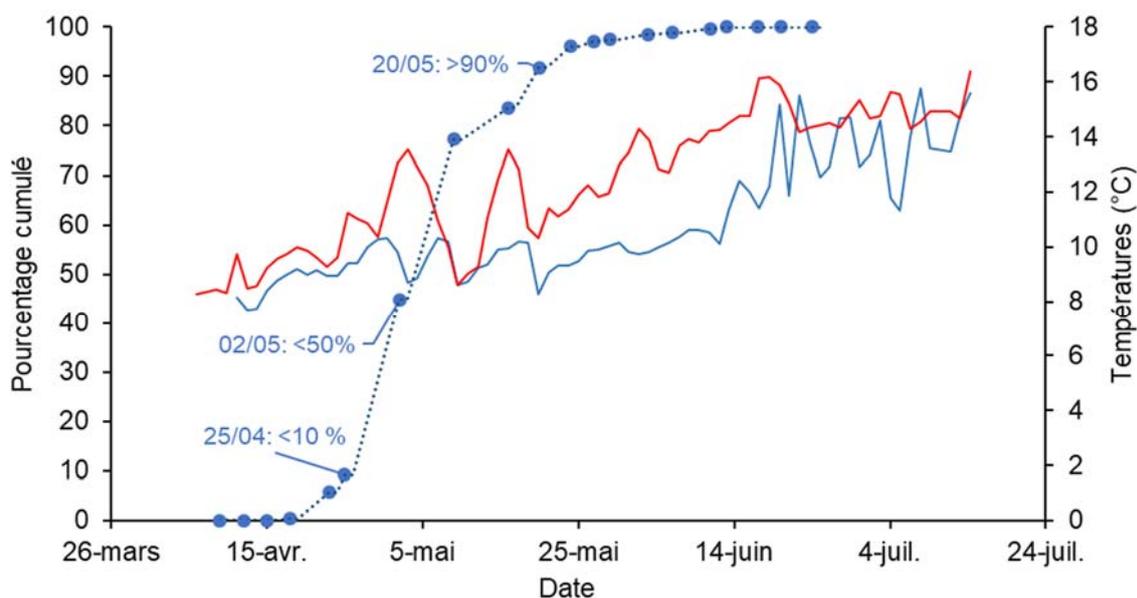


Figure 8 : Comparaison des températures moyennes (à -8 et -12 m), entre 2019 (bleu) et 2020 (rouge), dynamique de frai pour l'année 2019 en effectifs cumulés de rubans, exprimés en pourcentage, récoltés sur les frayères artificielles à toutes profondeurs confondues (-4, -8 et -12 m.). La phénologie n'a pas pu être déterminée pour 2021 en raison du manque de données en lien avec l'épidémie de COVID19.

Figure 8: Comparison of mean temperatures (at -8 and -12 m), between 2019 (blue) and 2020 (red), spawning dynamics for 2019 in cumulated numbers of ribbons, expressed as a percentage, harvested on artificial spawning beds, all depths combined (-4, -8 and -12 m.). Phenology could not be determined for 2021 because of a lack of data stemming from the COVID19 epidemic.

4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Concernant le suivi de la reproduction du corégone, malgré les adaptations du protocole réalisées ces deux dernières années en raison de la baisse de l'abondance de géniteurs, en concentrant l'effort de pêche aux profondeurs où les captures sont plus importantes et en ajoutant un autre site de suivi, les captures d'individus restent faibles et insuffisantes pour décrire précisément la phénologie.

Depuis 2019, le CARTEL réalise de façon simultanée aux pêches aux filets des prélèvements d'eau afin d'extraire l'ADN laissés par les poissons dans le but d'étudier leur phénologie (Hänfling et al. 2016). Au cours de l'hiver 2020-2021, ces prélèvements d'eau ont été complétés par des comptages visuels (le corégone se reproduisant très au bord, les poissons sont visibles) et des acquisitions par une caméra acoustique (Martignac et al. 2015) positionnée sur un site de reproduction actif.

Les premiers résultats obtenus par ces différentes méthodes d'échantillonnages, non invasives, seront présentés dans le rapport qui concerne la campagne de 2021. Une réflexion est engagée pour définir un protocole standardisé, basé principalement sur les méthodes non invasives et dont la mise en œuvre est *a priori* moins dépendantes des conditions météorologiques. Pour la perche, le suivi n'a pas pu être réalisé dans les conditions habituelles en raison de l'épidémie de COVID19. Les températures enregistrées sont parmi les plus chaudes depuis le début du suivi (Tran Khac et al., 2020). La reproduction aurait pu être particulièrement précoce.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Champigneulle, A., D. Gerdeaux, and C. Gillet. 1983. Les pêches de géniteurs de corégone dans le Léman français en 1982. *Bull. Fr. Piscic.* 149–157. doi:10.1051/kmae:1983006
- Concastie, G., J. Guillard, and C. Goulon. 2019. Etude de la dynamique de la population et de la phénologie de la reproduction de la perche (*Perca fluviatilis*) dans le Léman. suivi halieutique Convention Cantons VD, VS, GE, OFEV.
- Dubois, J.-P., C. Gillet, S. Bonnet, and Y. Chevalier-Weber. 1996. Correlation between the size of mature female perch (*Perca fluviatilis* L.) and the width of their egg strands in Lake Geneva. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 417–420.
- Gillet, C., and J. P. Dubois. 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia* 300–301: 409–415. doi:10.1007/BF00024482
- Gillet, C., and J. P. Dubois. 2007. Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. *J. Fish Biol.* 70: 1001–1014. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01359.x
- Gillet, C., J. P. Dubois, and S. Bonnet. 1995. Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, *Perca fluviatilis*, in Lake Geneva from 1984 to 1993. *Environ. Biol. Fishes* 42: 355–363. doi:10.1007/BF00001465
- Gillet, C., C. Lang, and J. P. Dubois. 2013. Fluctuations of perch populations in Lake Geneva from 1984 to 2011 estimated from the number and size of egg strands collected in two locations exposed to different fishing practices. *Fish. Manag. Ecol.* 20: 484–493. doi:10.1111/fme.12037
- Gillet, C., and P. Quéting. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *J. Fish Biol.* 69: 518–534. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01123.x
- Goulon, C., and J. Guillard. 2021. Suivi halieutique du lac d'Annecy 2020. Convention Sila-DDT-ALP-PêcheursPro.
- Hänfling, B., L. L. Handley, D. S. Read, and others. 2016. Environmental DNA metabarcoding of lake fish communities reflects long-term data from established survey methods. *Mol. Ecol.* 25: 3101–3119. doi:https://doi.org/10.1111/mec.13660
- Hokanson, K. E. F., and Ch. F. Kleiner. 1974. Effects of Constant and Rising Temperatures on Survival and Developmental Rates of Embryonic and Larval Yellow Perch, *Perca flavescens* (Mitchill). *The Early Life History of Fish.* Springer. 437–448.
- Martignac, F., A. Daroux, J.-L. Bagliniere, D. Ombredane, and J. Guillard. 2015. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish Fish.* 16: 486–510. doi:https://doi.org/10.1111/faf.12071
- Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, and others. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389–395. doi:10.1038/416389a

MODÉLISATION DES APPORTS DIFFUS DE NUTRIMENTS (PHOSPHORE) DANS LE LÉMAN

MODELLING OF DIFFUSE NUTRIENT (PHOSPHORUS) INPUTS IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2021

Marc FASEL, Jean-Luc LOIZEAU et Anthony LEHMANN

UNIVERSITÉ DE GENÈVE, INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT
ET DPT. F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU,
BD. CARL-VOGT 66, 1205 GENÈVE

Résumé

Le Conseil scientifique de la CIPEL s'efforce d'identifier les tendances futures concernant les apports nutritifs au Léman, dans le contexte de la préparation du plan d'actions 2021-2030. Pour ce faire, une première étude a consisté à faire le bilan des apports domestiques, et à tracer des projections à 50 ans en fonction de scénarios incluant principalement l'évolution démographique dans le bassin versant du lac, et différentes hypothèses sur les taux de collecte et les rendements d'épuration. La deuxième étape de la démarche concerne les apports diffus. Elle a été scindée en deux parties : la première consiste à faire le bilan des flux de phosphore dans les principaux affluents du lac (Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge, Versoix). La deuxième partie, objet de ce rapport, aborde la dimension prospective des apports diffus par modélisation avec le logiciel SWAT¹⁹.

Dans ce modèle, le bassin versant du Léman a été divisé en 1'284 sous-bassins, eux-mêmes composés de 25'583 unités de réponse hydrologique (HRUs). Les HRUs représentent des combinaisons uniques de classes de sol, de couverture de sol et de pente. Les calculs du bilan hydrique ainsi que des processus de surface sont effectués de manière journalière au niveau de chaque HRU et les résultats agrégés à l'échelle des sous-bassins ou diffusés au segment de rivière principal du sous-bassin. Les sous-bassins sont connectés entre eux par le réseau de rivières. Les processus aquatiques tels que le dépôt des sédiments et le transfert des nutriments sont également simulés le long des rivières.

Les principaux composants du cycle du phosphore (P) sont modélisés par SWAT premièrement au niveau des sols. Le phosphore peut se trouver dans les sols sous forme organique (P_o) ou inorganique (P_i); ces formes diffèrent entre elles en termes de stabilité et de solubilité. SWAT reproduit la répartition du P dans les différentes formes à l'aide des algorithmes de décomposition, de minéralisation et d'immobilisation (Figure 1). SWAT transfère ensuite le P aux eaux de surface par les phénomènes d'érosion, de ruissellement, de lessivage et de lixiviation. Du P organique et inorganique peut également être introduit dans les eaux de surface par les stations d'épuration domestique ou des rejets industriels. Une fois dans la rivière, les processus liés au P sont modélisés pour les formes organique et inorganique. La décomposition des algues transforme le P des algues en P organique. Le P organique peut également être retiré/ajouté aux eaux de la rivière par déposition/remise en suspension des sédiments. Le P organique est ensuite minéralisé en P soluble disponible pour les algues.

¹⁹ Soil and Water Assessment Tool : <https://swat.tamu.edu>

Abstract

The CIPEL Scientific Council strives to identify the future trends concerning the nutrient inputs to Lake Geneva, in the preparation the 2021–2030 action plan. In this context, a first study assessed the domestic inputs and drew up the 50-year projections in relation to the scenarios including mainly the demographic changes in the lake's catchment area and different hypotheses on the collection rates and removal efficiencies. The second stage of the process concerns the diffuse inputs. It was divided into two parts: the first consists in assessing the phosphorus fluxes in the main tributaries of the lake (the Rhone, Dranse, Aubonne, Venoge and Versoix rivers). The second part, the subject of this report, addresses the prospective dimension of the diffuse inputs using a modelling approach with SWAT software.

In this model, Lake Geneva's watershed is divided into 1284 sub-watersheds, which are made up of 25,583 hydrological response units (HRUs). The HRUs represent unique combinations of soil, soil cover and slope classes. Hydric assessment as well as surface processes are calculated daily for each HRU and the results are aggregated at the sub-watershed scale or diffused to the main river segment of the sub-watershed. The sub-watersheds are connected by river networks. The aquatic processes such as sediment deposit and nutrient transfer are also simulated along the rivers.

The main components of the phosphorus (P) cycle are modelled using SWAT, first at the soil level. Phosphorus can be found in soils in its organic form (P_o) or inorganic form (P_i); these forms differ in terms of stability and solubility. SWAT reproduces the distribution of P between its different forms using decomposition, mineralisation and immobilisation algorithms (Figure 1). SWAT then transfers P to the surface waters by erosion, runoff, leaching and lixiviation phenomena. Phosphorus can also be introduced into surface water by domestic wastewater treatment plants or industrial discharges. Once in the river, the processes related to P are modelled for the organic and inorganic forms. The decomposition of algae transforms the P from algae into organic P. Organic P can also be removed/added to river water by deposit/resuspension of sediments. Organic P is then mineralised into soluble P available for algae.

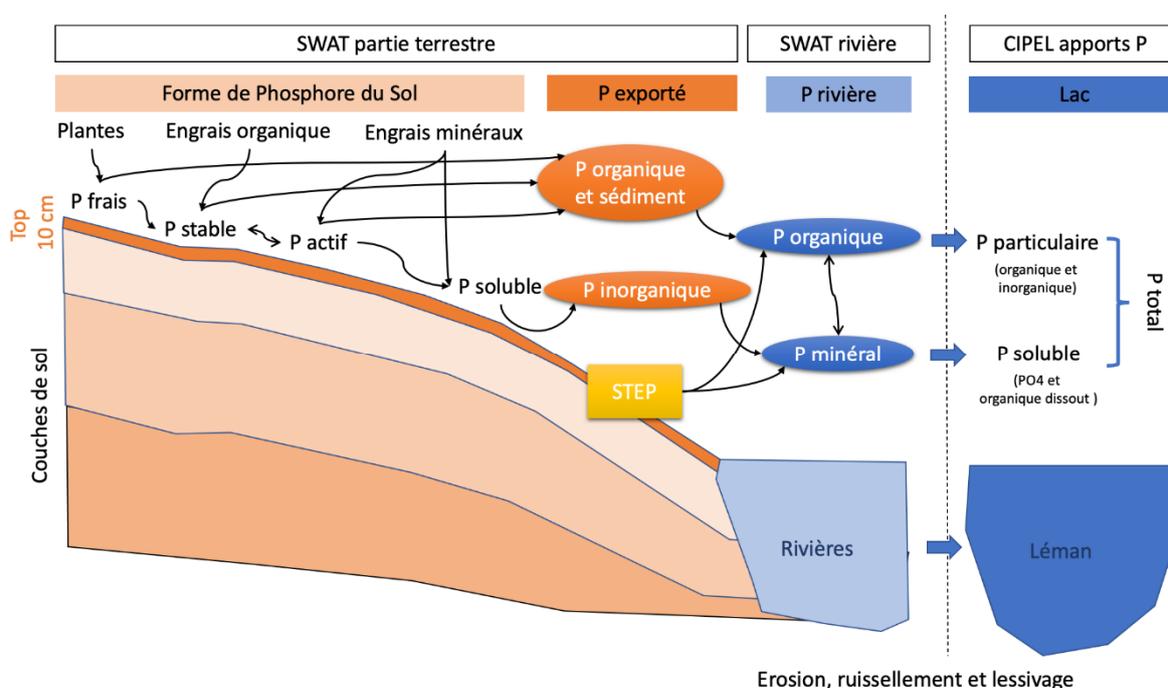


Figure 1 : Cycle du phosphore de la partie terrestre et rivières de SWAT vers le Léman (source ²⁰)

Figure 1: Phosphorus cycle of the land part and rivers from SWAT towards Lake Geneva (source ²¹)

Les données d'entrée du modèle SWAT (topographie, météorologie, propriétés hydrologiques des sols, utilisation du sol, réseau hydrographique, mesures hydrologiques, pratiques agricoles, stations d'épuration, dépôts atmosphériques) nécessaires à la construction et la calibration du modèle ont été acquises auprès des institutions fédérales suisses, des agences gouvernementales françaises, de la CIPEL, des offices cantonaux, de divers organismes ou de la littérature scientifique. La calibration du modèle a été effectuée sur la période 2000-2015. Les résultats issus du modèle calibré reproduisent de manière satisfaisante la somme des moyennes annuelles des cinq principaux affluents en termes de débits (196 m³/s simulé vs. 207 m³/s observé) (Tableau 1) et de phosphore soluble (38 tonnes simulées vs. 43 observées) (Tableau 2).

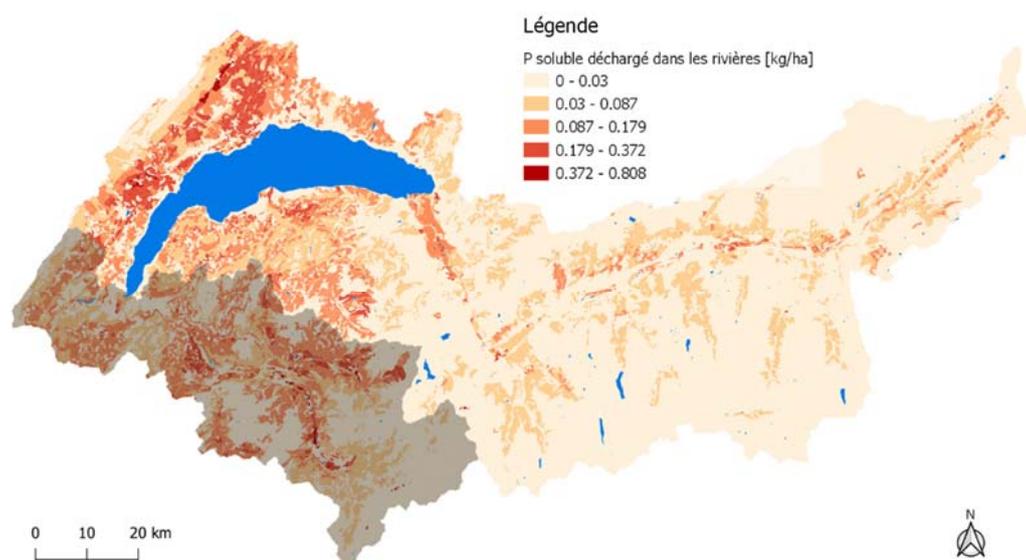


Figure 2 : Décharge mensuelle de P soluble des HRUs [kg/ha].

Figure 2: Monthly discharge of soluble P from HRUs [kg/ha].

²⁰ [http://graham.umich.edu/media/files/How SWAT models P.pdf](http://graham.umich.edu/media/files/How_SWAT_models_P.pdf)

Tableau 1 Débits moyens annuels simulés et observés pour les principaux bassins versants et à l'exutoire
 Table 1: Mean annual runoff, simulated and observed, for the main watersheds and at the outlet

Affluent	Débit moyen simulé [m ³ /s]	Débit moyen observé [m ³ /s]	Période
Rhône	167.1	179.2	2005-2015
Aubonne	3.3	4.8	2005-2015
Dranse	20.3	16.7	2005-2015
Venoge	3.2	3.5	2005-2015
Versoix	2.0	2.7	2011-2015
Somme 5 affluents	195.9	206.9	

Tableau 2 : Apports en Phosphore soluble moyens annuels simulés et observés pour les principaux bassins versants
 Table 2: Mean soluble phosphorus inputs, simulated and observed, for the main watersheds

Affluent	P _i soluble annuel moyen simulé [tonnes]	P _i soluble annuel moyen observé [tonnes]	Période
Rhône	30.9	32.5	2005-2015
Aubonne	0.9	1.6	2005-2015
Dranse	3.0	3.9	2005-2015
Venoge	1.8	2.9	2005-2015
Versoix	1.0	2.1	2011-2015
Somme 5 affluents	36.7	41.0	

Une fois le modèle SWAT calibré, quatre scénarios combinant les changements climatiques du GIEC (RCP 2.6 et 8.5) et d'utilisation du sol et de fertilisation (Agriculture extensive - LAP - et intensive - LIB -) ont été développés pour simuler les changements possibles de quantité d'eau et de phosphore entrant dans le Léman à l'horizon 2050. Le scénarios LIB se base sur des apports de fertilisants similaires à ceux connus actuellement alors que le scénarios LAP prévoit une diminution de moitié.

Afin d'évaluer l'effet potentiel des mesures de réduction des apports externes en P des sources diffuses du bassin versant, une simulation dynamique de l'évolution des teneurs en P dans le Léman est effectuée. Le modèle simple se base sur une simulation dynamique (par bilan de masses) dans le Grand-lac, développée dans le logiciel STELLA²². Les compartiments considérés du lac sont l'épilimnion (0-30 m), l'hypolimnion supérieur (30-150 m) et l'hypolimnion inférieur (150-309 m). Les débits et concentrations en P modélisés par SWAT sont transmis en données d'entrée du modèle STELLA afin d'estimer les effets de leurs variations sur les concentrations en P dans le lac.

En fonction des résultats obtenus avec l'application des données issues des scénarios climatiques et d'utilisation du sol au modèle hydrologique, nous pouvons conclure les points suivants :

- Les changements climatiques pourraient aboutir à des changements marqués sur la quantité d'eau arrivant au Léman avec une diminution des débits dans les scénarios RCP2.6 de -16% en 2050 et une augmentation dans les scénarios RCP8.5 de +19% en 2050 (Figure 3);
- Les changements d'utilisation du sol n'auront pas d'effet marqué sur les débits et la qualité des eaux.
- Seule la réduction de 50% d'utilisation des fertilisants associée au scénario d'agriculture extensive (LAP) a un impact significatif (Figure 4).

²² Systems Thinking, Experimental Learning Laboratory with Animation : <https://www.iseesystems.com>

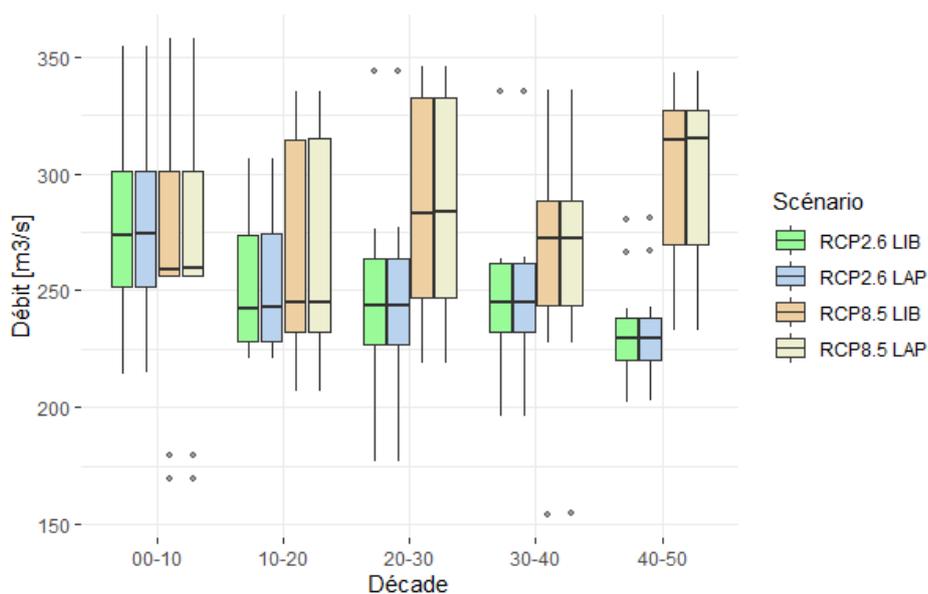


Figure 3 : Débit annuel moyen par décennie entrant dans le lac [m³/s].

Figure 3: Mean annual runoff per decade entering the lake [m³/s].

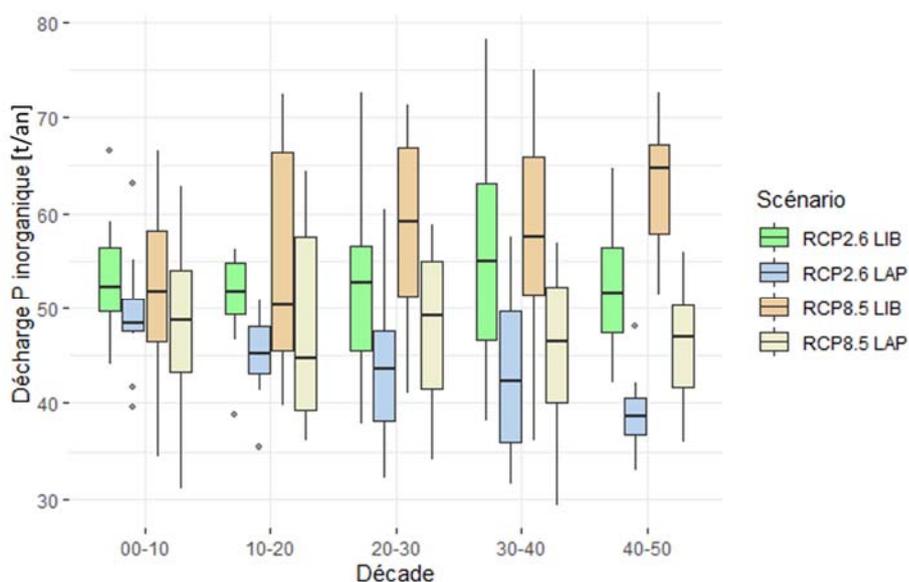


Figure 4 : Apports annuels moyens de P soluble par décennie entrant dans le lac [t/an].

Figure 4: Mean annual inputs of soluble P per decade entering the lake [t/an].

De plus, la modélisation dynamique de l'évolution des concentrations de P_{tot} dans le Léman, permet de conclure que :

- A l'horizon 2050, les concentrations moyennes en P_{tot} dans le lac seraient d'environ 14 $\mu\text{g/L}$ et 13 $\mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique RCP2.6 avec les pratiques de fertilisation LIB et LAP, respectivement ;
- Ces concentrations seraient d'environ 13 et 12 $\mu\text{g/L}$ pour le scénario climatique RCP8.5 et ces mêmes pratiques de fertilisation ;
- En supposant une réduction de la fertilisation suivant le modèle LAP le maintien de la concentration moyenne de P_{tot} à 10 $\mu\text{g/L}$ impliquerait de réduire les apports actuels ponctuels de P (i.e. principalement les STEP, actuellement de 102 t/an) de 20% dans le scénario climatique RCP 2.6 et de moins de 7% dans le scénario climatique RCP 8.5.

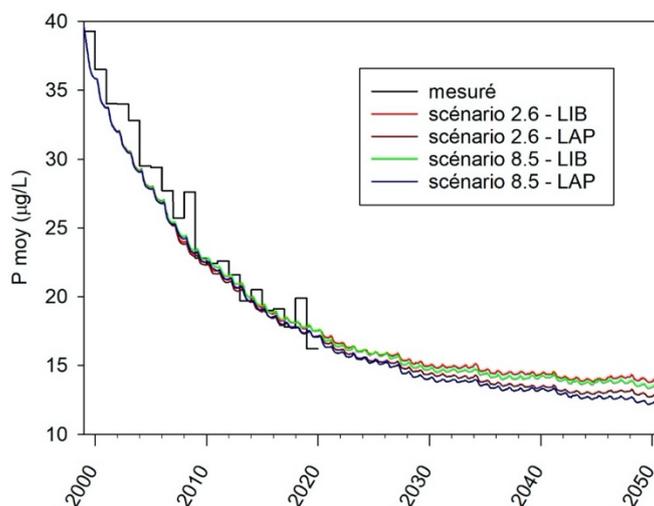


Figure 5 : Evolution des concentrations moyennes en P_{tot} dans le Grand-lac en fonction des quatre scénarios (2.6 et 8.5 ; LIB et LAP).

Figure 5: Mean concentrations of P_{tot} in the Grand-lac as a function of four scenarios (2.6 and 8.5; LIB and LAP).

Notons finalement que les différences de température et de précipitation entre les deux scénarios RCP s'accroissent particulièrement après 2050 suggérant des impacts plus importants sur les débits et potentiellement la pollution diffuse à l'horizon 2100.

BIBLIOGRAPHIE

FASEL, A., LOIZEAU, J.-L., LEHMANN A. 2021. Modélisation des apports diffus de nutriments (phosphore) dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE : BIOLOGIE, ÉCOLOGIE, ET IMPACTS POTENTIELS DE *DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS*, LA MOULE QUAGGA, UNE ESPÈCE INVASIVE AU SEIN DU LÉMAN

LITERATURE REVIEW: BIOLOGY, ECOLOGY, AND POTENTIAL IMPACTS OF *DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS* (QUAGGA MUSSEL), AN INVASIVE SPECIES IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2020

Jean-Nicolas BEISEL

ENGEES/LIVE (UMR CNRS-UNIV. STRASBOURG)
1 QUAI KOCH, 67000 STRASBOURG (FRANCE)

Frédéric SOULIGNAC

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN (CIPEL)
50 ROUTE DE DUILLIER, CP 1080, 1260 NYON (SUISSE)

Résumé

Dreissena rostriformis bugensis, la moule quagga, est une espèce exotique envahissante émergente au sein du Léman. La synthèse bibliographique produite vise à présenter de manière synthétique des éléments de sa biologie, de son écologie et ses impacts potentiels ou avérés. Des suggestions de suivis écologiques et/ou d'études sont explicitement formulées au fil du texte pour répondre au contexte du Léman et des zones les plus impactées. Le présent article reprend quelques points saillants du rapport complet et présente deux perspectives utiles en termes de gestion.

Abstract

Dreissena rostriformis bugensis (quagga mussel) is an emerging invasive alien species in Lake Geneva. The literature review aims at presenting, in a synthetic way, elements of its biology, its ecology and its potential or proven impacts. Suggestions for ecological monitoring and/or studies are explicitly formulated throughout the text to respond to the context of Lake Geneva and the most impacted areas. This document summarizes some of the highlights of the full report and presents two useful management perspectives.

1. INTRODUCTION

Dreissena rostriformis bugensis, la moule quagga, est une espèce exotique envahissante émergente au sein du Léman où elle a été observée pour la première fois en 2015 (Lods-Crozet & Chevalley, 2018). Cette synthèse bibliographique porte sur sa biologie, son écologie et ses impacts potentiels ou avérés sur les milieux qu'elle envahit. La difficulté de cet exercice de synthèse tient à trois éléments. Le premier est que la littérature est abondante sur deux espèces proches qui appartiennent toutes deux au genre *Dreissena* : *Dreissena polymorpha*, la moule zébrée, et *Dreissena rostriformis bugensis*, la moule quagga. Approximativement 14% des travaux sur les Dreissènes concernent spécifiquement la moule quagga (soit environ 500 articles scientifiques). Plusieurs auteurs

insistent sur le fait que malgré leur proximité phylogénétique et le partage de plusieurs traits bio/écologiques, ce sont des espèces aux exigences très différentes (Karatayev et al., 2014). Le second point de difficulté est paradoxal: la littérature est très abondante (plus de 70.000 pages de textes scientifiques sur les dreissènes) mais des lacunes de connaissances sont encore importantes et certains points clés du cycle de vie ont finalement peu été étudiés chez la quagga. Enfin, le troisième élément de difficulté dont il faut tenir compte est le biais en faveur du volume de ressources bibliographiques qui concernent des milieux nord-américains et plus particulièrement la région des Grands Lacs.

La synthèse bibliographique produite met par conséquent en évidence les spécificités de *Dreissena rostriformis bugensis* par rapport à *D. polymorpha*, en insistant sur ce qui est d'intérêt pour des milieux européens, et en distinguant les différences entre une population en sympatrie avec *D. polymorpha* et une population en allopatrie. S'agissant d'une étude bibliographique qui a vu le jour suite à une explosion des effectifs de quagga dans le Léman, le texte insiste sur le cas des lacs profonds avec présence du binôme zebra-quagga. Le retour d'expérience de plus de 30 ans de suivi des lacs Ontario, Michigan et Huron (les lacs profonds au sein des Grands Lacs nord-américains) est tout particulièrement instructif pour projeter comment la situation pourrait évoluer dans le Léman.

2. SELECTION D'ÉLÉMENTS IMPORTANTS

2.1 STATUT TAXONOMIQUE, IDENTIFICATION, DETECTION

Dreissena rostriformis bugensis, la moule quagga, et *Dreissena polymorpha*, la moule zébrée, sont deux espèces bien distinctes génétiquement (Stepien et al., 2014). Quasiment tous les auteurs considèrent qu'il n'existe pas d'hybrides ou que s'ils existaient, ils seraient rares et cryptiques. Jusqu'à des travaux publiés en 2014, *D. bugensis* et *D. rostriformis* ont pu être considérées à tort comme des espèces différentes. La divergence génétique de ces deux espèces putatives étant nulle, les deux noms sont synonymes. Le nom latin *D. rostriformis bugensis* (abrégé *D. r. bugensis*) pour désigner la moule quagga est aujourd'hui celui qui conduit au moins de confusion.

En France, il n'existe pas de signalement d'écosystèmes où la moule quagga est présente sans que la moule zébrée y soit déjà. La moule zébrée est un meilleur colonisateur que la quagga, au moins dans les écosystèmes lenticques que sont les lacs. Aux Etats-Unis, 611 lacs étaient colonisés en 2014 dont 568 par la moule zébrée, 33 par la quagga (mais les plus grands) et 10 seulement par les deux espèces (Benson, 2014). La zebra avait colonisé 18 fois plus de milieux que la quagga pour une arrivée sensiblement concomitante sur le continent (1986 pour zebra, 1989 pour quagga, Mills et al., 1993). Il en est de même en Europe mais avec un patron temporel différent : la moule zébrée a colonisé rapidement les hydrosystèmes à l'Ouest de son aire d'indigénat, en commençant il y a déjà deux siècles et elle n'a été rejointe que bien plus tard par la quagga qui est encore en cours d'expansion (Orlova, 2014).

Les coquilles de la moule quagga, comme celles de la moule zébrée sont très polymorphes, sans que l'on connaisse exactement les déterminants de cette variabilité. Cela engendre des difficultés de détermination à partir des seuls critères morphologiques, en particulier pour les petits individus. L'expérience et une identification basée sur un faisceau de critères morpho-anatomique permettent cependant de les classer en zebra et quagga avec un taux d'erreur acceptable (voir en particulier l'approche proposée par Teubner et al., 2016). Par contre, les œufs et les stades larvaires sont très similaires et ne peuvent être différenciés sur des critères morphologiques.

Un morphotype « profunda », caractérisé par des siphons inhalants étonnamment longs, a été observé dans plusieurs des Grands Lacs nord-américains (Dermott et Munawar, 1993), à plus de 40 m de profondeur, puis en Europe (Pavlova, 2012). Comme ce morphotype ne se distingue pas génétiquement des autres sous-populations (Stepien et al., 2003), il s'agirait d'un écotype lié aux conditions du milieu. L'écotype « profunda » a déjà été observé en France, notamment dans des gravières alsaciennes, sans que cette donnée n'ait jamais été publiée. Il serait intéressant d'examiner si cet écotype est observé en profondeur dans le Léman.

Si l'observation des coquilles amène une petite fraction de déterminations incertaines, le recours à des outils moléculaires permet d'identifier avec certitude la quagga, par exemple sur la base d'une extraction et d'une PCR du gène mitochondrial COI suivies d'une analyse par RFLP ou d'un séquençage. L'utilisation d'ADN environnemental est clairement opérationnelle et permet une détection précoce, sans avoir besoin d'échantillonner les individus (DeVentura et al., 2017 ou Blackman et al., 2020 par exemple). Pour certaines techniques, l'approche par ADNe est au moins semi-quantitative et la recherche de différents haplotypes autorise même une quantification de la diversité génétique.

2.2 UN CYCLE DE VIE ANALOGUE A CELUI DES MOULES MARINES

D'un point de vue biologique, les dreissènes sont l'équivalent en eau douce des moules marines, à l'exception de leur taille plus réduite (jusqu'à 3-4 cm) et de leur système branchial. L'homologie entre les dreissènes et les moules marines est tout à fait unique dans la faune d'eau douce (Ackerman et al., 1994). Les milieux aquatiques originels d'Europe occidentale, comme ceux d'Amérique du Nord, n'hébergeaient pas ce profil d'organismes, puissamment filtreurs, se nourrissant de plancton, pouvant atteindre des densités fortes, avec un taux de croissance rapide (Karatayev et al., 2007).

L'examen du cycle de vie commence par la reproduction. Chez les dreissènes, la reproduction est exclusivement sexuée. Les quagga et zebra sont à sexes séparés avec des taux très faibles d'hermaphrodisme. La maturation des gamètes mâles et femelles est relativement synchrone, ce qui permet une fécondation totalement externe (McMahon et Bogan, 2001). Chez la quagga, il n'existe quasi pas d'études de la production des gamètes (Nalepa et al., 2010, dans le sud du Lac Michigan) et aucune tout au long d'une année (Karatayev et al., 2014).

La mobilité des spermatozoïdes dans l'eau est une adaptation commune avec les moules marines et qui autorise ce mode de reproduction. Les deux espèces présentent des taux de fécondité par femelle très forte de l'ordre de 30.000 œufs par individu avec des estimations maximales qui avoisinent plus de 1.000.000 d'œufs par femelle et par saison (Hebert et al., 1989 ; Ram et al., 2011). L'émission des gamètes chez la quagga a été observée à des températures froides (autour de 4,5-6 °C) dans des lacs profonds (Nalepa et al., 2010), par comparaison aux 12-15 °C généralement admis pour la zebra (Karatayev et al., 2014).

L'ovocyte fécondé dans l'eau donne un œuf qui devient très vite une larve trochophore, qui acquiert un velum et devient une larve véligère, c'est-à-dire le stade planctonique dérivant. La larve véligère dérive avec le flux d'eau, pour la zebra pendant au moins 7 à 15 jours (Ackerman et al., 1994) et jusqu'à 3 semaines (Garton et Haag, 1993). Elle se transforme ensuite en larve pédivéligère puis se fixe fermement à un support par son byssus. La taille des larves lors de la fixation serait légèrement plus grande chez les quagga (de 70 µm pour une taille moyenne des larves de 320 µm, Martel et al., 2001). Dans la plupart des cas, un maximum de 1% des larves planctoniques réussirait à trouver un support pour s'y développer (Stanczykowska, 1977). La larve véligère dérive plus qu'elle ne nage, et n'est pas apte à choisir le site sur lequel elle va se fixer, bien que cet emplacement soit primordial pour la survie de l'individu (Wacker et von Elert, 2003). La quagga peut se fixer à une large gamme de substrats y compris des substrats fins qui ne conviennent pas à la zebra (Dermott et Munawar, 1993). Fécondation externe, larve planctonique et attachement par un byssus sont des caractères primitifs hérités de leur ancêtre commun avec des lignées marines.

Il est généralement considéré sur la base d'études américaines que la quagga se fixe plus tôt dans l'année à un substrat que la zebra (Claxton et Mackie, 1998 ; Gerstenberge et al., 2011). L'inverse a été observé aux Pays Bas (D'Hont et al., 2018) et cela pourrait être dû selon les auteurs à des variations de salinité. Ce serait seulement pour de faibles niveaux de salinité que la quagga aurait une reproduction printanière qui précède celle de la zebra.

La température doit également jouer un rôle majeur. La quagga se développe dans l'hypolimnion de lacs profonds dès 9°C (Claxton et Mackie, 1998). Roe et MacIsaac (1997) observent même de la reproduction de quagga à 4,8 °C entre 37 et 55 m de profondeur au sein du lac Erie. La tolérance aux températures froides permettrait aux adultes de quagga de subir moins de mortalité pendant la période hivernale que la zebra (D'Hont et al., 2018). En dépit de ces observations, la quagga a colonisé avec beaucoup de succès des réservoirs sous climat subtropical dans l'Ouest des Etats-Unis (Wong et al., 2015).

Bien que la reproduction puisse être continue quand la température est favorable (≥ 9 °C pour la quagga, ≥ 12 °C pour la zebra), deux pics de reproduction apparaissent classiquement chez la zebra chaque année, l'un au printemps (Juin à mi-Juillet) et l'autre en automne (août à fin octobre) (Claudi et Mackie, 1994). Dans le Lac de Constance, jusqu'en 2016, seule la zebra était présente et les larves n'étaient observées que pendant une ou deux courtes périodes chaque année. Depuis 2016, les larves de zebra et quagga, non distinguables sans outils moléculaires, sont observées toute l'année (Source : <http://www.neozoen-bodensee.de/aktuelles> consulté le 10 juillet 2021, données et droits d'auteurs : LUBW).

Une fois fixés, les quagga grandissent plus vite que les zebra. Des individus nés au début du printemps peuvent être matures et se reproduire avant l'automne (à une taille de 8-9 mm). La taille au bout d'un an dépasse généralement 15 mm mais elle est très variable en fonction des conditions de développement. Les vitesses de croissance sont les plus rapides au printemps et en été, avec un quasi-arrêt de croissance en hiver. Une très grande variabilité interannuelle est observée chez la quagga et, au contraire, une relative stabilité des paramètres de croissance chez la zebra (D'Hont et al., 2018).

Comme pour les moules marines, l'attachement des moules zébrée et quagga par un byssus représente à la fois une force et une faiblesse de ces organismes. La présence d'un byssus leur confère une écologie tout à fait singulière par rapport aux espèces d'eau douce qui étaient déjà présentes en Europe ou en Amérique du Nord.

Fondamentalement, la fixation permet aux moules d'économiser de l'énergie pour lutter contre le courant, de gagner une grande diversité d'habitats dont la plupart sont totalement inoccupés par d'autres filtreurs qui ne possède pas la possibilité de se fixer, d'optimiser la filtration par une meilleure gestion des ouvertures de valves dans un milieu turbulent. Dans les Grands Lacs nord-américains, les dreissènes se sont développées sur des fonds meubles (en particulier au sein du Lac Erie) en agrégeant des particules fines pour former une sorte de grès qui constitue un point d'ancrage là où normalement l'espèce ne se développe pas faute de supports stables adéquats. Ce comportement n'a que très récemment été reporté dans la littérature sur des écosystèmes européens, probablement parce que c'est la moule quagga, dispersée plus récemment dans l'Ouest de l'Europe, qui en est capable.

La fixation n'empêche pas l'animal de se déplacer, elle peut être très éphémère et le byssus se régénère rapidement (Peyer et al., 2011 ; D'Hont et al., 2021).

2.3 UNE DYNAMIQUE DE POPULATION CONTRASTÉE SELON LA MORPHOLOGIE DU LAC

La dynamique populationnelle est très importante à considérer car les impacts des bivalves invasifs sont très clairement densité-dépendants (Karatayev et al., 2014). Lorsque l'espèce est implantée, elle l'est d'une manière relativement pérenne dans la mesure où les disparitions spontanées de quagga sont quasi-inexistantes (Strayer et al., 2019). Les milieux où la quagga se maintient mal sont peu profonds (mixité de la colonne d'eau, présence de la zebra). Dans la zone littorale, les herbiers de macrophytes pourraient démultiplier les supports à dreissènes.

Une synthèse réalisée en Amérique du Nord montre que le pic de densité de la quagga arrive 12 à 13 ans en moyenne après son arrivée. En Europe, un remplacement quasi complet de la zebra par la quagga a déjà été observé, en cours d'eau ou dans des lacs peu profonds, 3 à 4 ans après l'arrivée de la quagga.

La morphométrie des lacs gouverne en partie la prolifération des quagga (Karatayev et al., 2021). Dans les milieux peu profonds sans stratification, la zebra se maintient bien, y compris à des niveaux de densité qui ont précédé l'arrivée de la quagga. Dans les zones littorales, les supports végétaux mériteraient plus d'attention que ce qu'ils ont eu jusqu'ici car ils peuvent démultiplier l'habitat potentiel des moules, en leur fournissant un support de fixation dans la colonne d'eau (Burlakova et al., 2006).

Dans des milieux profonds, à l'issue de la compétition qui s'installe entre zebra et quagga, la quagga ressort clairement gagnante. En lac profond, la présence de la quagga engendre (1) un déclin de la zebra, (2) une augmentation de la densité totale de dreissènes et (3) une biomasse de dreissènes qui peut être le triple de celle de lacs peu profonds.

Le Lac Ontario (profond) a fait l'objet d'un suivi bien documenté de 30 ans post-introduction (Karatayev et al., 2020). Les informations obtenues peuvent servir à comprendre ce qui se passe dans le Léman et quelles seront les futures évolutions. Les densités et biomasses sont toujours en augmentation à l'échelle du lac Ontario 28 ans après l'introduction, mais avec une distribution spatiale contrastée. Le pic de densité des dreissènes a été atteint 13 ans après l'introduction au sein des zones peu profonde (< 30 m) et intermédiaire (30-50 m), juste avant de décliner (Figure 1). A partir de ce moment les zones profondes (50-90 m, >90 m) ont vu un développement en masse de la quagga avec une augmentation à la fois des densités et des biomasses. La zone très profonde (> 90 m) représente 48% du fond du lac et par conséquent la résultante de ces patrons d'évolution est une augmentation au fil du temps des biomasses de dreissènes à l'échelle du lac. Il apparaît comme indispensable de quantifier ce qui se passe en profondeur pour comprendre et analyser les impacts de la quagga.

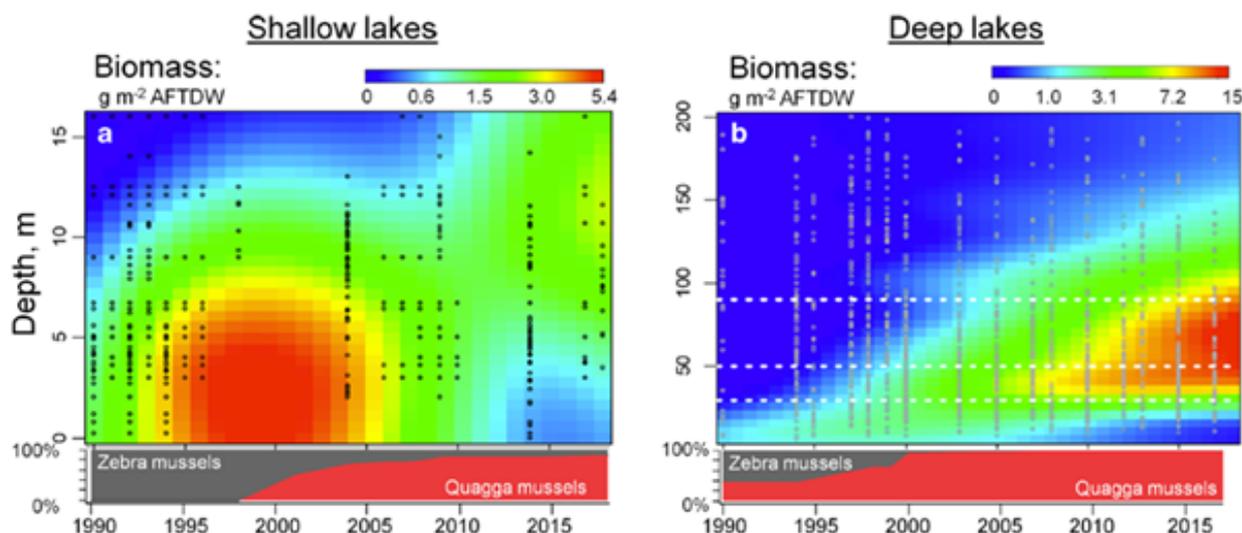


Figure 1 : Biomasses (en g de poids sec des tissus par m²) de dreissenés modélisées selon le type de lac (profond ou pas), la profondeur et le temps depuis l'introduction. D'après Karatayev et al. (2021).

Figure 1: Modeled dreissenid mussels' biomass by lake type (shallow or deep) in g of dry weight of tissue per m². Depth and time since introduction. Adapted from Karatayev et al. (2021).

Les moules quagga sont d'autant plus importantes en proportion au sein d'un lac que l'on considère une grande profondeur. Les moules quagga auraient une assimilation plus efficace (81%) que celle des moules zébrées (63%), permettant de maintenir une croissance et des taux de fécondité élevés même avec un niveau de disponibilité de la ressource faible (Baldwin et al., 2002 ; Karatayev et al., 2014) et des températures froides (Strayer et al., 2019). Pour Karatayev et al. (2014), qui ont beaucoup étudié la colonisation des milieux lenticques en Europe comme aux Etats-Unis, la dominance de la quagga vis-à-vis de la zebra tient à deux facteurs clés : (1) son aptitude à se développer dans les milieux profonds et froids alors que la zebra ne le fait pas, (2) sa capacité à exploiter des eaux faiblement concentrées en plancton (Figure 2). Ces déterminants expliqueraient une grande part des évolutions d'effectifs de ces deux espèces.

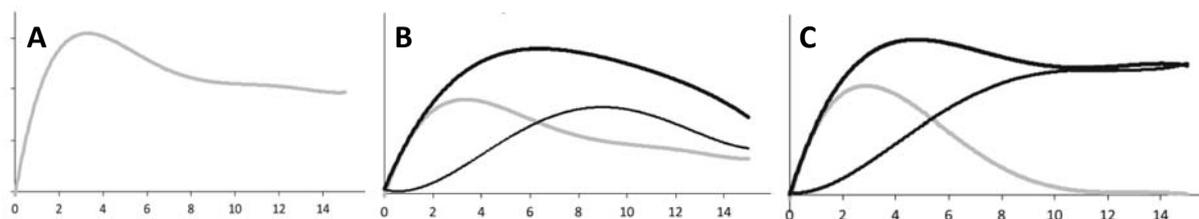


Figure 2 : Illustration conceptuelle de la dynamique de la moule zébrée et de la moule quagga dans un milieu lenticque basée sur l'observation que zebra atteint son maximum de densité 2,5 ans ($\pm 0,2$) après sa première observation alors que la quagga l'atteint après 12,2 ans ($\pm 1,5$). Dans la situation A, seule la moule zébrée est présente (courbe grise) : après une phase d'explosion démographique, les effectifs se stabilisent à un niveau plus faible que ce pic démographique. En B et C, la courbe noire représente l'évolution d'effectifs de la quagga alors que la zebra est présente, la courbe en trait gras correspondant à l'effectif cumulé des deux moules. En B, il est imaginé que le milieu lenticque est peu profond : la dreissené et la quagga réussissent alors à coexister avec une distribution spatiale tranchée : la zebra dans les zones peu profondes et la quagga dans les zones profondes. En C, il est imaginé que le milieu lenticque colonisé est profond : le réseau trophique du lac est d'abord modifié par la présence de la zebra sur le littoral, les eaux deviennent moins chargées en plancton, la quagga arrive et se développe en une dizaine d'année sur une grande partie des fonds, elle tire un meilleur parti d'eaux pauvres et finit par supplanter sa consœur (d'après Karatayev et al., 2014).

Figure 2: Conceptual illustration of zebra and quagga mussel dynamics in a lentic environment based on the observation that zebra reaches its maximum density 2.5 years ($\pm 0,2$) after the first observation, while quagga reaches it after 12.2 years ($\pm 1,5$). In situation A only the zebra mussel is present (grey curve), after a phase of demographic explosion, the number of individuals stabilizes at a lower level compared to the demographic peak. In B and C, the black curve represents the evolution of the number of quagga mussels

while the zebra mussel is present, the curve in bold corresponds to the cumulative number of both mussels. In B, for shallow and lentic colonized environment, zebra and quagga coexist with a clear spatial distribution: the zebra in the shallow areas and the quagga in the deep areas. In C, for deep and lentic colonized environment, the food web of the lake is first modified by the presence of zebra on the shore, the waters become less loaded with plankton, quagga arrives and develops in about 10 years on a large part of the bottoms, it takes better advantage of poor waters and ends up supplanting its colleague (adapted from Karatayev et al., 2014).

En résumé, la forme du lac (Karatayev et al., 2021), son niveau trophique et le temps écoulé depuis l'introduction (Strayer et al., 2019) déterminent majoritairement les densités de quagga. Pour Rudstam et Gandino (2020) et d'autres auteurs, il ne faut pas négliger la pression de prédation qui permet de distinguer trois situations : les lacs profonds oligotrophes dominés par la quagga, les lacs peu profonds avec une forte pression de prédation dominés par la zebra, et les situations de coexistence zebra-quagga des types d'habitats intermédiaires. Les individus de zones profondes, qui peuvent atteindre de très fortes densités, sont exempts d'une pression de prédation forte. Ils jouent un rôle prépondérant sur le réseau trophique pendant les périodes de brassage et constituent une population source de véligères aptes à renouveler les populations de zones moins profondes et sujettes à la prédation (Karatayev et al., 2020).

2.4 CONSEQUENCES DE LA FILTRATION

Dans l'absolu, l'impact de la moule quagga n'a jamais véritablement pu être étudié car les milieux suivis étaient déjà quasiment toujours impactés par la moule zébrée. Les effets de la quagga sont extrapolés à partir d'études sur la moule zébrée en allopatrie ou sur des cas de sympatrie des deux dreissènes. Les effets les plus importants apparaissent peu de temps après l'invasion des dreissènes (Karatayev et al., 2014), lorsque les populations explosent en effectif. Les impacts des bivalves invasifs sont très clairement densité-dépendants.

La filtration est l'activité qui engendre en cascade la plupart des principales conséquences des bivalves exotiques sur les écosystèmes envahis : impact massif sur les matières en suspension et le plancton, modification des réseaux trophiques, réorientation des flux énergétiques au sein de l'écosystème, désoxygénation de l'eau.

Le taux de filtration dépend de la température, et une certaine hétérogénéité existe dans la littérature pour exprimer les volumes filtrés. Ils peuvent être compris dans une fourchette allant de 20 à 407 mL ind.⁻¹ h⁻¹, soit de 44 à 381 L g⁻¹ de carbone de la masse de l'individu par jour (synthèse de Marescaux et al., 2016,). Ils sont donc très variables selon les conditions de laboratoire et, par exemple, le type de nourriture utilisé. Pour fixer les idées, on retiendra qu'une moule de taille moyenne filtre 1 à 2 L d'eau par jour et ingère des particules comprises entre 0,7 et 450 µm, retenant préférentiellement les particules avec un diamètre compris entre 5 et 35-40 µm (Ten Winkel et Davids, 1982 ; Sprung et Rose, 1988 ; Aldridge et al., 2006). Une proportion de ce qui est filtré est utilisée pour faire de la biomasse mais une large proportion est excrétée sous une forme soluble ou particulaire (fèces et pseudo-fèces).

Une modélisation sur le lac Simcoe (Canada, 722 km²) qui tient compte des densités des deux espèces et de la profondeur amène à une estimation de 169 milliards de litres filtrés par heure, soit 36% des 11 km³ d'eau du lac filtrés chaque jour (Ginn et al., 2018) pour une densité de 1469 ind. m⁻². Une telle densité représente environ 16 g de poids sec de tissus mous/m², ce qui est une valeur parmi les plus fortes qui aient déjà été observées. L'essentiel est filtré dans la zone des 20 premiers mètres de profondeur compte-tenu du contexte local. Au sein du lac Müggel, situé en Allemagne, Wegner et al. (2019) estime que la densité moyenne de 3600 quagga/m² (un tiers de la surface du lac est colonisée), conduit à une filtration totale jusqu'à deux fois par jour du volume d'eau de ce lac peu profond. Au sein des lacs IJsselmer et Markermeer (5,4 et 2,45 milliards de m³ d'eau respectivement), Reeders et al. (1989) estiment que le volume d'eau est filtré (par les zebra) en respectivement 11 et 18 jours.

Ainsi, l'activité de filtration est intense à l'échelle d'une population de dreissènes. La filtration est un véritable trait d'union entre ce qui se passe au niveau de la colonne d'eau ou dans la zone pélagique et ce qui se passe sur le fond ou la zone littorale, entre le seston et le benthos. Si ce lien existait déjà, l'arrivée des invasifs en démultiplie l'importance qui était jusqu'alors relativement anecdotique au sein de grands lacs. On parle d'une benthisation des communautés suite à la prolifération de zebra et quagga : la filtration ramène de la biomasse (essentiellement phytoplanctonique) de la colonne d'eau (seston) vers le fond (via les fèces et pseudo-fèces), les eaux deviennent claires, les herbiers se développent, les autres compartiments réagissent en cascade à ces modifications.

Une méta-analyse est une synthèse statistique des résultats de différentes études sur le même thème. Réalisée sur le thème des conséquences des dreissènes sur un écosystème, elle a permis de quantifier objectivement les phénomènes liés à leur prolifération sur un milieu (Higgins et Vander Zanden, 2010 ; Higgins, 2014, Figure 3).

Dans les zones pélagiques de lacs, la réduction en biomasse de phytoplancton (de -35 à -78%) et de zooplancton (-40 à -77%) est la règle. C'est cependant en rivière que les effets seraient les plus spectaculaires. Dans ces milieux, comme dans les zones littorales de lacs, l'éclaircissement de l'eau et la réduction du plancton s'accompagnent d'une augmentation de la biomasse des macrophytes et des algues macroscopiques (+170 à 180%), des bactéries associées aux sédiments (+2000%), de la biomasse hors dreissènes (+160 à 210%), et de la biomasse benthique totale en animaux (incluant les dreissènes) (+2000% en matière fraîche, i.e. hors coquilles).

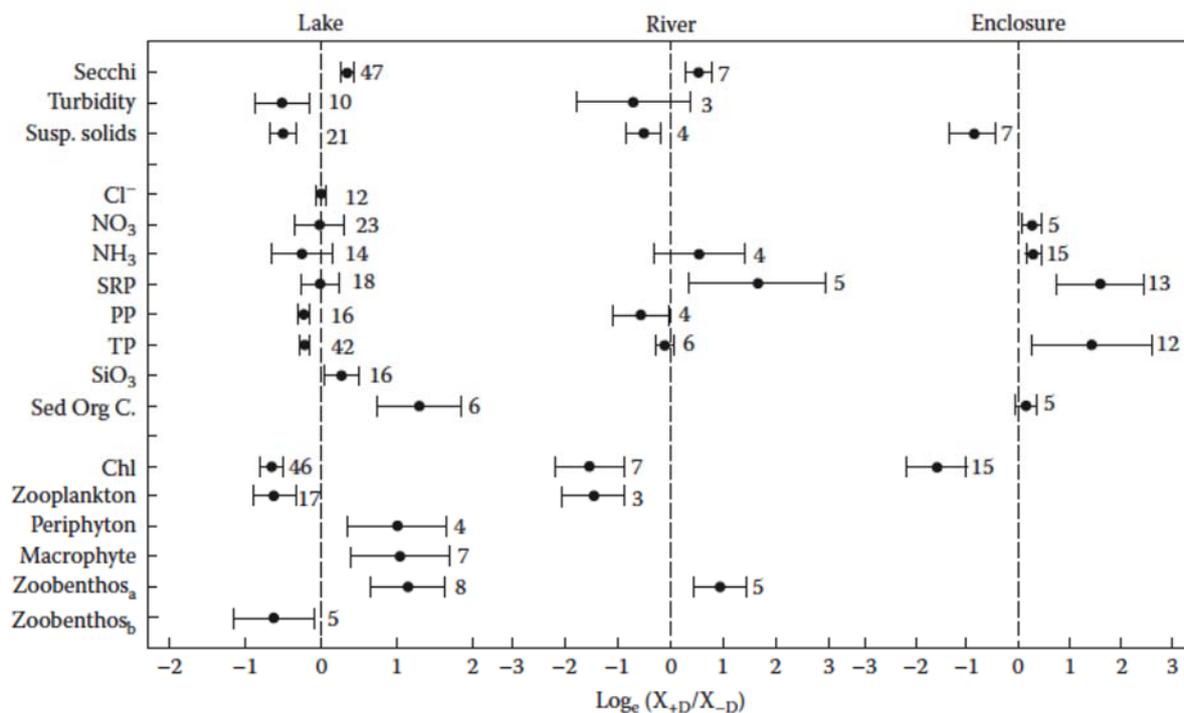


Figure 3 : Amplitude des effets des dreissènes dans les lacs, les rivières ou des enclos expérimentaux, sur des paramètres physiques, chimiques ou biologiques. Les valeurs représentées en abscisses sont des différences entre les périodes pré- et post-introduction des moules, rapportées à une échelle d'appréciation comparable. Les points noirs sont des valeurs moyennes, les barres horizontales marquent les limites d'un intervalle de confiance à 90%. L'effet des dreissènes peut être considéré comme significatif lorsque l'intervalle de confiance n'inclut pas la valeur 0 (lignes pointillées). « Zoobenthos a » signifie que la biomasse collectée était en zone littorale, « Zoobenthos b » pour les habitats profonds (D'après Higgins, 2014). Les données sur les poissons ne sont pas assez nombreuses pour faire l'objet d'une telle analyse.

Figure 3: Magnitude of dreissenid effects in lakes, rivers or experimental enclosures on physical, chemical or biological parameters. Values shown on the x-axis are differences between the pre- and post-introduction periods of mussels, relative to a comparable scale of appreciation. Black dots are mean values, horizontal bars mark the limits of 90% confidence intervals. The effect of the dreissenid mussels can be considered significant when a confidence interval did not include the value 0 (dotted lines). "Zoobenthos a" means that the biomass collected was in nearshore areas, "Zoobenthos b" for profundal habitats (adapted from Higgins, 2014). There is not enough data on fish to do such an analysis.

Pour résumer ces effets, Mayer et al. (2014) parlent d'une benthification du lac (Figure 4) car le flux d'énergie qui arrive dans le milieu permet la production d'une biomasse benthique au lieu d'être pélagique (dans la colonne d'eau). On peut décrire la benthification par des changements en cascade du réseau trophique liés à l'activité de filtration. D'une manière générale, la filtration par des populations proliférantes de *Dreissena* induit une baisse du plancton et en particulier des microalgues (Bastviken et al., 1998) qui sont consommées à un taux plus rapide que leur renouvellement quelles que soient les conditions de stratification du milieu (Vanderploeg et al., 2010 ; Rowe et al., 2015). Consécutivement et par la répercussion sur l'ensemble du réseau trophique, un éclaircissement de l'eau est observé (Budd et al., 2001 ; Raikow et al., 2004, Vanderploeg et al., 2010 ; Rowe et al., 2015). La composition des communautés algales change et en particulier la nature des espèces dominantes (Raikow et al., 2004). Dans certains cas ce sont des algues vertes ou des diatomées qui deviennent dominantes, dans d'autres des efflorescences à cyanobactéries (*Microcystis aeruginosa* par exemple) sont clairement promues par le rejet sélectif de cette espèce dans les pseudo-fèces (Vanderploeg et al., 2001). Dans ce dernier cas, la taille des cellules permet un tri au sein de la moule zébrée qui ne serait pas possible avec des tailles plus petites.

L'impact des moules sur la composition du plancton peut aussi être indirect via une modification de la pénétration de la lumière ou du cycle de nutriments (Bastviken et al., 1998).

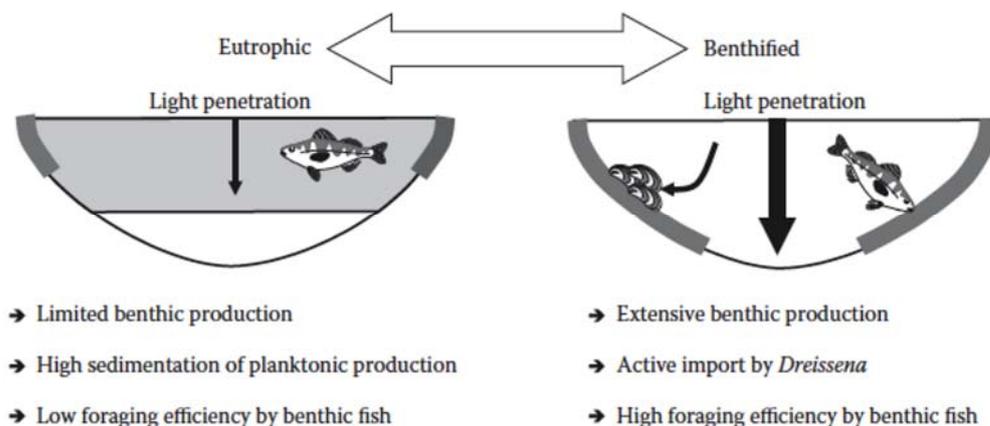


Figure 4 : Description des changements associés au processus de « benthification » : la diminution de la turbidité de l'eau permet une production primaire benthique plus importante et sur une surface plus vaste. Le transfert de matière de la zone pélagique vers la zone benthique passe d'une sédimentation passive à une importation active par les dreissènes. Le transfert d'énergie de la zone pélagique vers la zone benthique favorise les poissons aptes à se nourrir sur le fond. D'après Mayer et al. (2014).

Figure 4: Description of the changes associated with the "benthification" process: the decrease in water turbidity allows for greater benthic primary production over a larger area. The transfer of material from the pelagic to the benthic zone changes from passive sedimentation to active importation by dreissenid mussels. The transfer of energy from the pelagic to the benthic zone favors bottom-feeding fish. Adapted from Mayer et al. (2014)

2.5 UN CONTROLE DU PHOSPHORE PAR LES QUAGGA

La majorité des milieux envahis par les dreissènes ont une productivité contrôlée par les apports en phosphore, qui est très souvent le facteur limitant. Les quagga qui se développent en masse induisent au moins deux phénomènes qui contrôlent complètement la production primaire et le réseau trophique. (1) Le phosphore particulaire, dont la plus grande partie se trouve dans les cellules planctoniques, est massivement filtré par les moules et utilisé en partie (environ 10%) pour créer de la biomasse benthique à courte durée de vie. L'excrétion des moules ainsi que le rejet de fèces et pseudo fèces qui sont ensuite décomposés par des bactéries rendent disponible au niveau du fond ce phosphore pris dans la colonne d'eau avec un taux de recyclage très rapide. Ce taux de recyclage représente l'élément dominant du contrôle de cet élément, bien au-delà des apports du bassin-versant des milieux. (2) Une « déviation côtière » engendre un clivage spatial entre les zones littorales massivement envahies par les moules et devenues riches en phosphore et les zones pélagiques appauvries en phosphore par rapport à l'état pré-invasion. Les deux phénomènes sont tout récemment bien documentés dans les Grands Lacs d'Amérique du Nord.

Ainsi, dans l'hypolimnion de lacs profonds l'activité de filtration engendre une ingestion/excrétion constante au niveau des bancs de quagga, là où auparavant le sédiment piégeait, plus ou moins temporairement, le phosphore. A ces profondeurs, Mosley et Bootsma (2015) ont montré dans le Lac Michigan que les taux de recyclage du P sont jusqu'à 11 fois plus grands que les taux de piégeage passif dans les sédiments, ce qui enrichit le benthos et réduit le temps de séjour du P dans la colonne d'eau. Ce P piégé ne peut alors plus profiter aux couches supérieures à l'occasion d'un brassage. Des modèles hydrodynamiques ont clairement montré que même dans un milieu profond stratifié, les quagga changent la distribution des nutriments dans toute la colonne d'eau (Shen et al., 2018).

Historiquement, les cycles biogéochimiques ont été majoritairement considérés comme contrôlés par des micro-organismes et des conditions abiotiques (Vanni, 2021). Les flux liés directement aux animaux benthiques étaient considérés comme négligeables mais le rôle des animaux benthiques a été considéré avec un intérêt croissant au fil du temps (Atkinson et al., 2017). L'étude récente de Li et al. (2021) bouscule la vision historique et place la quagga présente au sein des Grands Lacs comme l'acteur principal qui module la disponibilité du phosphore. La dynamique des concentrations en P biodisponible dépend d'un équilibre entre puits et sources de P. Au niveau du compartiment benthique, avant l'invasion des dreissènes, les proportions de P dissous dans la colonne d'eau issues du P déposé dans les sédiments variaient de 10 à 60%. Sur un plan fonctionnel, le sédiment retenait le P avec une inertie qui pouvait atteindre quelques années dans le cas d'un recyclage faible des apports aux sédiments.

La filtration par les quagga agit à la fois sur la vitesse de ce recyclage et sur les quantités remobilisées de ce qui est filtré (environ 90%). La quantité de P mobilisée pour la construction de tissus avoisine 10% de ce qui est filtré. Le reste est excrété sous une forme dissoute ou libéré en fèces et pseudo fèces livrées à la décomposition microbienne. Ce phénomène intensifie les échanges de P au niveau du substrat benthique suite à l'arrivée de la quagga. C'est désormais la dynamique des populations de quagga qui contrôle la disponibilité du phosphore dans la colonne d'eau, bien au-delà des intrants en provenance des bassins versants (Figure 5). La situation actuelle pourrait être transposée à beaucoup de milieux dont les grands lacs européens et le phénomène peut avoir une répercussion sur la dynamique des nutriments de grands bassins hydrographiques (Li et al., 2021).

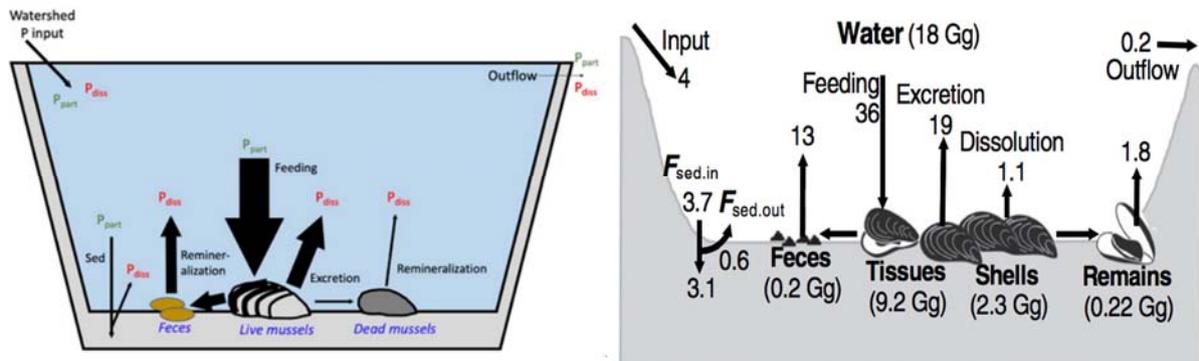


Figure 5 : Schéma de l'impact des dreissenés sur les flux de P dans les Grands Lacs laurentiens (20% des eaux douces de surface de la planète). Les flèches ont une amplitude proportionnelle aux flux et les valeurs numériques sont celles du Lac Michigan (Li et al., 2021). La filtration représente le flux majoritaire (36 Gg par an) et l'export (vers le Lac Huron à l'aval du bassin-versant) le plus petit 0,2 Gg par an. P_{diss} = P inorganique dissous, apte à servir immédiatement au phytoplancton. P_{part} = Phosphore particulaire, dont la plus grande quantité se trouve dans des cellules planctoniques. Sed = sédimentation de P particulaire indépendamment des moules. Une part du P des sédiments retourne à la colonne d'eau sous une forme dissoute. "Fèces" inclut les pseudo-fèces. La minéralisation des moules mortes inclut la dissolution des coquilles ainsi que la décomposition des tissus mous. D'après Vanni (2021) (gauche) et Li et al. (2021) (droite). Gg = 10^9 g, soit des milliers de t.

Figure 5: Diagram of the impact of dreissenid mussels on P fluxes in the Laurentian Great Lakes (20% of the world's surface freshwater). Arrows have magnitude proportional to fluxes and numerical values are from Lake Michigan (Li et al., 2021). Filtration represents the majority flux (36 Gg y^{-1}) and export (to Lake Huron downstream of the watershed) the smallest 0.2 Gg y^{-1} . P_{diss} = Dissolved inorganic P, suitable for immediate use by phytoplankton. P_{part} = Particulate phosphorus, most of which is found in plankton cells. Sed = sedimentation of particulate P independently of mussels. Some sediment P returns to the water column in a dissolved form. "Faeces" includes pseudo-faeces. Mineralization of dead mussels includes dissolution of shells as well as decomposition of soft tissue. Adapted from Vanni (2021) (left) and Li et al. (2021) (right). Gg = 10^9 g, or thousands of t.

3. CONCLUSIONS

Au terme de cette synthèse, il apparaît que les espèces fortement apparentées *Dreissena polymorpha* et *D. r. bugensis* partagent l'essentiel des fonctions et des processus qui engendrent, directement ou par un effet domino un impact sur leur milieu. Ces espèces sont souvent qualifiées d'ingénieures dans la mesure où elles contrôlent la disponibilité de ressources via différents processus. L'activité de filtration est de toute première importance pour comprendre les changements du réseau trophique et de qualité des eaux (Figure 6). La production d'une coquille et un comportement grégaire agissent sur les habitats et la capacité biogène des milieux. Les quagga entrent ainsi en compétition avec les autres espèces tant par interférence que par exploitation des ressources disponibles.

Les impacts sont densité-dépendants et les dreissenés présentent en milieu profond, comme le Léman, des densités qui tendent à augmenter au fil du temps, avec une colonisation importante par la quagga des zones profondes (30 à 100 m), où les zebra sont généralement absentes. La résultante à l'échelle d'un lac profond est une bascule du ratio zebra/quagga en une dizaine d'années dans la zone littorale, au fonds de la couche qui représente l'épilimnion, et une population de quagga qui augmente en effectifs et surtout en biomasses sur plusieurs décennies à des profondeurs plus importantes. Les sous-populations des profondeurs fournissent chaque année les stades jeunes susceptibles de recoloniser des espaces moins profonds où une régulation par la prédation pourrait avoir lieu.

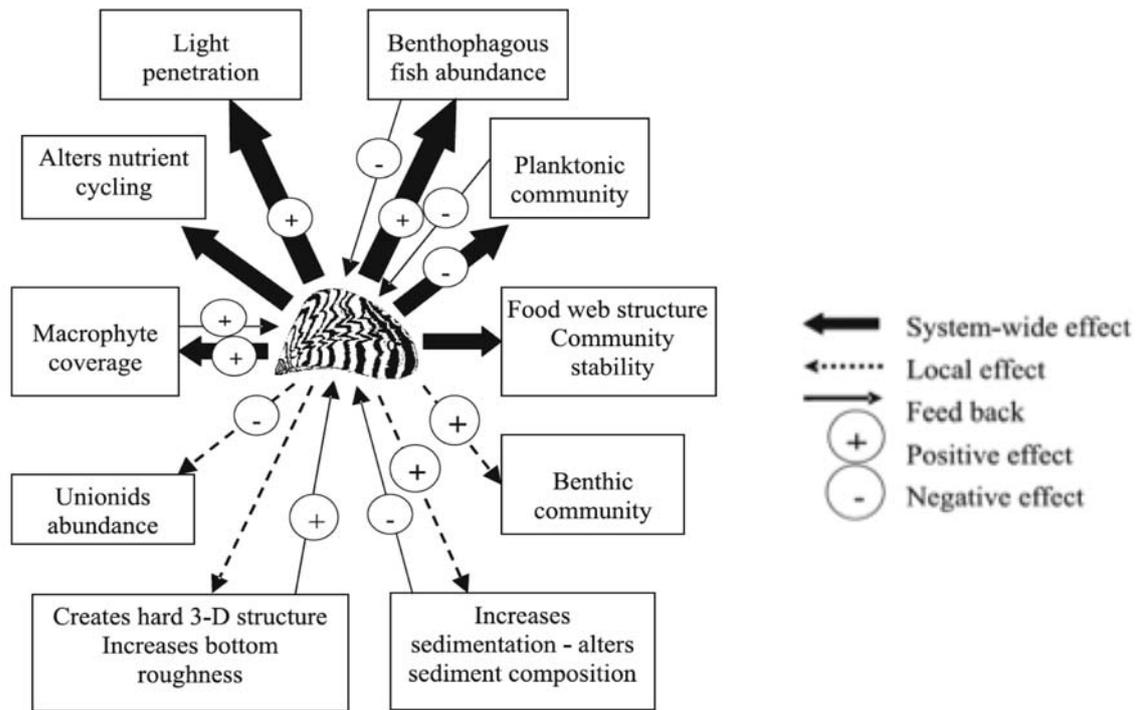


Figure 6 : Panel de conséquences sur l'ensemble d'un écosystème liées à la prolifération de dreissènes. L'épaisseur des traits de flèches illustre l'importance de l'impact. D'après Karatayev et al. (2007).

Figure 6: Panel of consequences on an entire ecosystem linked to the proliferation of dreissenid mussels. The thickness of the arrowheads illustrates the magnitude of the impact. Adapted from Karatayev et al. 2007.

Lorsque les biomasses deviennent importantes, le patron général de réponses trophiques est un éclaircissement de la colonne d'eau du fait de l'activité de filtration. Les volumes d'eau filtrés correspondent à une part importante d'un milieu où la quagga est implantée. La production par les moules de fèces et pseudo-fèces (partie filtrée non digérée) traduit un transfert d'énergie (de matière organique) du seston (de la colonne d'eau) vers le benthos. Les densités de plancton en suspension dans la colonne d'eau diminuent par la consommation du phytoplancton et une moindre disponibilité de la nourriture pour le zooplancton. La lumière peut alors pénétrer plus profondément et favorise le développement d'herbiers de plantes aquatiques. Les conséquences en cascade sur les invertébrés benthiques et les poissons sont souvent très significatives. Un contrôle efficace de la quagga par un ou des prédateurs n'est pas réaliste. Les modifications trophiques observées se combinent aux autres effets des dreissènes, en particulier sur la biodisponibilité du phosphore et la structure des habitats. Le contrôle des nutriments d'un lac par les populations de quagga et de zebra a déjà été démontré.

Malgré leur ressemblance et leur parenté, des différences écologiques fortes existent entre les deux espèces. Par comparaison à la zebra, la quagga supporte des températures plus froides, des eaux moins oxygénées, moins salées, des vitesses de courant réduites, plus de lumière, un taux de plancton plus faible. Le taux d'assimilation de la quagga est plus élevé que celui de la zebra, elle grandit plus rapidement et atteint une taille/biomasse plus importante à âge égal, mais également plus variable d'un individu à l'autre. Sa coquille est plus fragile et son attachement au substrat moins fort. Il n'y a pas dans la littérature de différences notables concernant le cycle de vie, mais la quagga a finalement peu été étudiée.

4. PERSPECTIVES

La présence de la quagga est devenue un déterminant majeur des processus qui contrôlent le fonctionnement écologique du Léman. La filtration, voie principale d'impact sur le milieu, dépend de la biomasse des individus, et la biomasse dépend étroitement de la structure d'âge de la population. Les évaluations de densités et, surtout, de biomasses pour toutes les profondeurs du lac constituent ainsi la première étape pour comprendre comment le milieu va évoluer.

Une régression spontanée de la quagga n'a jamais été observée dans un lac profond. Au contraire, 30 ans après son arrivée, la population de quagga peut continuer à augmenter en densités/biomasses. Pour poser de bons diagnostics aux changements en cours et pour mieux comprendre et gérer l'avenir, les données d'entrée à toute réflexion doivent être fiables et tenir compte des densités/biomasses pour les différentes tranches du lac et dans le cadre d'un suivi régulier. Les densités peuvent très bien se stabiliser ou diminuer au fil du temps alors que la biomasse globale augmente (Hetherington *et al.*, 2019 ; Karatayev *et al.*, 2020). Les quantifications doivent évidemment concerner les moules zebra et quagga en les distinguant.

Une attention particulière pourrait aussi être apportée aux macrophytes en tant que support-habitat pour les dreissènes, phénomène déjà observé mais pas systématiquement. Ce phénomène a été très peu rapporté en Europe et mériterait des investigations. L'éclaircissement de la colonne d'eau par la filtration engendre des développements d'herbiers qui en retour peuvent servir de support ce qui amplifie la problématique dreissènes.

La relation zebra-quagga au sein d'un même milieu passe d'une facilitation à une compétition. Les modifications d'un milieu envahi par la zebra font généralement le lit de la quagga et favorise son implantation si elle a l'opportunité d'être introduite. En milieu profond, la relation passe ensuite à une compétition qui restreint la zebra à une densité faible dans la zone littorale. La relation initiale de facilitation fait partie d'un processus appelé « effet boule de neige » : une espèce invasive favorise une autre espèce invasive qui favorisera une troisième invasive, etc. Ce processus a déjà eu lieu avec des crustacés amphipodes qui profitent de la présence des dreissènes. Un cas bien documenté est également celui des gobies et en particulier du gobie à tache noire (*Neogobius melanostomus*), qui est en expansion au sein des milieux aquatiques de France. Il est donc primordial, et c'est la deuxième grande recommandation de cette synthèse, de prévenir de futures introductions et des sur-introductions (arrivée de nouvelles lignées d'une invasive déjà en place). Il faut par exemple absolument éviter l'utilisation de gobies comme appâts de pêche, et il est primordial de mettre en place des mesures de prévention d'introductions via les bateaux de plaisance. L'idée préconçue « qu'il y a déjà des quagga de toute façon partout » engendre des négligences dans les mesures d'évitement de la colonisation de nouveaux milieux. Les bateaux de plaisance ont déjà joué un rôle clé dans la dispersion secondaire au sein des grands bassins hydrographiques. Il est par ailleurs important d'éviter aussi bien les introductions nouvelles que les sur-introductions. Des analyses génétiques révèlent que des introductions répétées de nouvelles lignées aux origines différentes peuvent amener à une diversité génétique au sein de milieux envahis qui peut être plus grande qu'au niveau d'une localité de l'aire d'origine.

Les mesures de prévention sont simples et efficaces si elles sont suivies par les usagers. Elles demandent à être déployées sans délai. Il est également important à plus large échelle de ne pas diffuser la quagga à d'autres milieux (comme la retenue de Serre-Ponçon par exemple). Seule une campagne active, organisée, routinière sera efficace et elle commence là où se trouvent des populations sources susceptibles de diffuser dans d'autres milieux.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Ackerman J.D., Sim B., Nichols S.J., Claudi R., (1994). A review of the early life history of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): comparisons with marine bivalves. *Canadian Journal of Zoology*, 72, 1169-1179.
- Aldridge, D.C., P. Elliott & G. D. Moggridge, (2006). Micro-encapsulated BioBullets for the control of biofouling zebra mussels. *Environmental Science and Technology* 40: 975–979.
- Atkinson, C. L., Capps, K. A., Rugenski, A. T., & Vanni, M. J. (2017). Consumer-driven nutrient dynamics in freshwater ecosystems: From individuals to ecosystems. *Biological Reviews*, 92(4), 2003-2023.
- Baldwin, B. S., Mayer, M. S., Dayton, J., Pau, N., Mendilla, J., Sullivan, M., ... & Mills, E. L. (2002). Comparative growth and feeding in zebra and quagga mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for North American lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(4), 680-694.
- Bastviken, D.T.E., Caraco, N.F., Cole, J.J., (1998). Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. *Freshwat. Biol.* 39, 375–386.
- Benson, A. J. (2013). Chronological history of zebra and quagga mussels (*Dreissenidae*) in North America, 1988–2010. *Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control*, 9-31.
- Blackman, R., Bennucci, M., Donnelly, R., Hänfling, B., Harper, L. R., Sellers, G., & Lawson-Handley, L. (2020). Simple, sensitive and species-specific assays for detecting quagga and zebra mussels (*Dreissena rostriformis bugensis* and *D. polymorpha*) using environmental DNA. *Management of Biological Invasions*, 11(2), 218-236.
- Budd, J.W., Drummer, T.D., Nalepa, T.F., Fahnenstiel, G.L., (2001). Remote sensing of biotic effects: zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) influence on water clarity in Saginaw Bay, Lake Huron. *Limnol. Oceanogr.* 46, 213–223.
- Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., & Padilla, D. K. (2006). Changes in the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* within lakes through time. *Hydrobiologia*, 571(1), 133-146.
- Claudi, R. & G. L. Mackie. (1994). *Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 227 pp.
- Claxton, W. T. & G. L. Mackie, 1998. Seasonal and depth variations in gametogenesis and spawning of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis* in eastern Lake Erie. *Canadian Journal of Zoology* 76: 2010–2019.
- Dermott R, Munawar M (1993). Invasion of Lake Erie offshore sediments by *Dreissena*, and its ecological implications. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50:2298-2304.
- De Ventura, L., Kopp, K., Seppälä, K., & Jokela, J. (2017). Tracing the quagga mussel invasion along the Rhine river system using eDNA markers: early detection and surveillance of invasive zebra and quagga mussels. *Management of Biological Invasions*, 8(1), 101.
- D'Hont, A., Gittenberger, A., Hendriks, J., & Leuven, R. S. (2018). Drivers of dominance shifts between invasive Ponto-Caspian dreissenids *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) and *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897).
- D'Hont, A., Gittenberger, A., Hendriks, A. J., & Leuven, R. S. (2021). Dreissenids' need for speed: mobility as a driver of the dominance shift between two invasive Ponto-Caspian mussel species. *Aquatic Invasions*, 16(1).
- Garton, D., and Haag, W. (1993). Seasonal reproductive cycles and settlement patterns of *Dreissena polymorpha* in western Lake Erie. In *Zebra mussels: biology, impacts, and control*. Edited by T.F. Nalepa and D.W. Schloesser. CRC Press, Boca Raton, Fla. pp. 111–128.
- Gerstenberger, S. L., Mueting, S. A., & Wong, W. H. (2011). Veligers of invasive quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*, Andrusov 1897) in Lake Mead, Nevada—Arizona. *Journal of Shellfish Research*, 30(3), 933-938.
- Ginn, B. K., Bolton, R., Coulombe, D., Fleischaker, T., & Yerex, G. (2018). Quantifying a shift in benthic dominance from zebra (*Dreissena polymorpha*) to quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) mussels in a large, inland lake. *Journal of Great Lakes Research*, 44(2), 271-282.
- Hebert, P. D., Muncaster, B. W., & Mackie, G. L. (1989). Ecological and genetic studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): a new mollusc in the Great Lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 46(9), 1587-1591.
- Hetherington, A. L., Rudstam, L. G., Schneider, R. L., Holeck, K. T., Hotaling, C. W., Cooper, J. E., & Jackson, J. R. (2019). Invader invaded: population dynamics of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) in polymictic Oneida Lake, NY, USA (1992–2013). *Biological Invasions*, 21(5), 1529-1544.

- Higgins, S.N., (2014). Meta-analysis of dreissenid effects on freshwater ecosystems. In: Nalepa, T.F., Schloesser, D.W. (Eds.), *Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 487–494.
- Higgins, S. N., & VanderZanden, M. V. (2010). What a difference a species makes: a meta-analysis of dreissenid mussel impacts on freshwater ecosystems. *Ecological monographs*, 80(2), 179-196.
- Karatayev, A. Y., Boltovskoy, D., Padilla, D. K., & Burlakova, L. E. (2007). The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. *Journal of Shellfish Research*, 26(1), 205-213.
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2014). General overview of zebra and quagga mussels: what we do and do not know. *Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control*, Second Edition, 695-703.
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Mehler, K., Elgin, A. K., Rudstam, L. G., Watkins, J. M., & Wick, M. (2020). *Dreissena* in Lake Ontario 30 years post-invasion. *Journal of Great Lakes Research*.
- Karatayev, A. Y., Karatayev, V. A., Burlakova, L. E., Mehler, K., Rowe, M. D., Elgin, A. K., & Nalepa, T. F. (2021). Lake morphometry determines *Dreissena* invasion dynamics. *Biological Invasions*, 1-26.
- Lods-Crozet, B., Chevalley, P.-A (2018). Flux d'espèces envahissantes benthiques, implications sur l'écosystème lacustre de grands lacs périalpins. Rapport DGE, Division Protection des eaux, Section Biologie des eaux, Canton de Vaud, 20 p.
- Li, J., Ianaiev, V., Huff, A., Zaluský, J., Ozersky, T., & Katsev, S. (2021). Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(6).
- Marescaux, J., Falisse, E., Lorquet, J., Van Doninck, K., Beisel, J. N., & Descy, J. P. (2016). Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia*, 777(1), 67-78.
- Martel AL, Baldwin BS, Dermott RM, Lutz RA, (2001). Species and epilimnion/hypolimnion-related differences in size at larval settlement and metamorphosis in *Dreissena* (Bivalvia). *Limnology and Oceanography*, 46 : 707-713.
- McMahon, R. F. & A. E. Bogan. (2001). Mollusca: Bivalvia. In J. H. Thorpe & A. P. Covich. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, 2nd edn. Academic Press, 331–429
- Mills, E. L., J. H. Leach, J. T. Carlton & C. L. Secor, (1993). Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. *Journal of Great Lakes Research* 19: 1–54.
- Mosley, C., & Bootsma, H. (2015). Phosphorus recycling by profunda quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 38-48.
- Nalepa, T. F., Fanslow, D. L., & Pothoven, S. A. (2010). Recent changes in density, biomass, recruitment, size structure, and nutritional state of *Dreissena* populations in southern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36, 5-19.
- Orlova, M. I. (2014). Origin and spread of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) in eastern Europe with notes on size structure of populations. *Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control*, 2, 93-102.
- Pavlova, V. (2012). First finding of deepwater profunda morph of quagga mussel *Dreissena bugensis* in the European part of its range. *Biological Invasions*, 14(3), 509-514.
- Peyer, S., J. Hermanson, and C. Lee. (2011). Effects of shell morphology on mechanics of zebra and quagga mussel locomotion. *Journal of Experimental Biology* 214:2226-2236.
- Raikow, D.F., Sarnelle, O., Wilson, A.E., Hamilton, S.K., (2004). Dominance of the noxious cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in low-nutrient lakes is associated with exotic zebra mussels. *Limnol. Oceanogr.* 49, 482–487.
- Ram JL, Kari m AS, Banno F, Kashian DR (2011) Invading the invaders: reproductive and other mechanisms mediating the displacement of zebra mussels by quagga mussels. *Invertebr Repr Dev* 56:21-32.
- Reeders, H. H., De Vaate, A. B., & Slim, F. J. (1989). The filtration rate of *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) in three Dutch lakes with reference to biological water quality management. *Freshwater Biology*, 22(1), 133-141.
- Roe, S. L. & H. J. MacIsaac, (1997). Deepwater population structure and reproductive state of quagga mussels (*Dreissena bugensis*) in Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2428–2433.
- Rowe, M. D., Anderson, E. J., Wang, J., & Vanderploeg, H. A. (2015). Modeling the effect of invasive quagga mussels on the spring phytoplankton bloom in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 41, 49-65.
- Rudstam, L. G., & Gandino, C. J. (2020). Zebra or quagga mussel dominance depends on trade-offs between growth and defense—Field support from Onondaga Lake, NY. *Plos one*, 15(6), e0235387.

- Shen, C., Liao, Q., Bootsma, H. A., Troy, C. D., & Cannon, D. (2018). Regulation of plankton and nutrient dynamics by profundal quagga mussels in Lake Michigan: a one-dimensional model. *Hydrobiologia*, 815(1), 47-63.
- Sprung, M., Rose, U. (1988). Influence of food size and food quantity on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. *Oecologia* 77, 526–532.
- Stanczykowska A. (1977) Ecology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) in lakes. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 24, 461±530.
- Stepien CA, Taylor CD, Grigorovich IA, Shirman SV, Wei R, Korniushev AV, Dabrowska KA (2003) DNA and systematic analysis of invasive and native Dreissenid mussels: is *Dreissena bugensis* really *D. rostriformis*. *Aquatic Invaders* 14:8-10.
- Stepien, C. A., Grigorovich, I. A., Gray, M. A., Sullivan, T. J., Yerga-Woolwine, S., & Kalayci, G. (2014). Evolutionary, biogeographic, and population genetic relationships of dreissenid mussels, with revision of component taxa. *Quagga and zebra mussels: biology, impacts, and control*, 2, 403-444.
- Strayer, D. L., Adamovich, B. V., Adrian, R., Aldridge, D. C., Balogh, C., Burlakova, L. E., ... & Jeschke, J. M. (2019). Long-term population dynamics of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis*): A cross-system analysis. *Ecosphere*, 10(4), e02701.
- Ten Winkel, E.H., Davids, C. (1982). Food selection by *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca, Bivalvia). *Freshw. Biol.* 12, 553–558.
- Teubner, D., Wesslein, A. K., Roenne, P., Veith, M., Frings, C., & Paulus, M. (2016). Is a visuo-haptic differentiation of zebra mussel and quagga mussel based on a single external morphometric shell character possible?. *Aquatic Invasions*.
- Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R., Nalepa, T. F., Fahnenstiel, G. L., & Pothoven, S. A. (2010). *Dreissena* and the disappearance of the spring phytoplankton bloom in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36, 50-59.
- Vanni, M. J. (2021). Invasive mussels regulate nutrient cycling in the largest freshwater ecosystem on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(8).
- Wacker, A., & Von Elert, E. (2003). Settlement pattern of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, as a function of depth in Lake Constance. *Archiv für hydrobiologie*, 289-301.
- Wegner, B., Kronsbein, A. L., Gillefalk, M., Van de Weyer, K., Köhler, J., Funke, E., ... & Hilt, S. (2019). Mutual facilitation among invading Nuttall's waterweed and quagga mussels. *Frontiers in plant science*, 10, 789.
- Wong, W. H., & Gerstenberger, S. L. (Eds.). (2015). *Biology and management of invasive quagga and zebra mussels in the Western United States*. CRC Press.

ANALYSE RETROSPECTIVE DES INCERTITUDES PORTANT SUR LES CHRONIQUES DE PRÉLÈVEMENTS BIOLOGIQUES ET EN LIEN AVEC LES PRÉLÈVEMENTS PHYSICO-CIMIQUES DU LÉMAN

RETROSPECTIVE ANALYSIS OF UNCERTAINTIES CONCERNING BIOLOGICAL SAMPLE CHRONICLES ACCORDING TO PHYSICO-CHEMICAL SAMPLINGS IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2021

Martial FERRÉOL

INRAE, CENTRE DE LYON-GRENOBLE RHÔNE-ALPES AUVERGNE
5, AVENUE DE LA DOUA – CS 20244 - 69625 VILLEURBANNE CEDEX (FRANCE)

RÉSUMÉ

Cette étude fait suite à celle concernant l'analyse rétrospective de l'incertitude des campagnes de suivi de données physico-chimiques du lac Léman au site SHL2 entre 2002 et 2016. Il s'agit cette fois d'effectuer el même exercice sur quelques variables de suivi biologique (biovolumes et chlorophylle a). La même analyse de variabilité bootstrap (impact du nombre de prélèvements par saison) est donc reconduite. L'analyse de sensibilité (impact du retrait d'une profondeur) n'a quant à elle été effectuée que sur le paramètre chlorophylle a car il est le seul élément à avoir été prélevé ponctuellement à plusieurs profondeurs.

Les résultats obtenus valident le plan d'échantillonnage médian déjà en place, avec une attention particulière à apporter concernant le zooplancton au printemps. Cette saison est celle présentant le plus de variabilité alors que l'été est la saison avec les plus fortes sensibilités. Il a aussi été remarqué que ces résultats sont associés à une apparition de fortes concentrations pour des profondeurs de plus en plus importantes dans la zone de surface.

De plus, le lien entre les résultats biologiques et physico-chimiques a aussi été évalué d'un un premier temps à l'aide d'ordination (Analyse en Composante Principales puis Analyse des Redondances). Mais ces analyses étant contraintes à une analyse synchrone entre les variables, l'utilisation des coefficients de corrélation croisée entre une sélection de séries temporelles biologiques et physico-chimiques a permis de révéler des décalages temporels dans leurs relations.

Le lien le plus fort est logiquement dans la zone de surface (zone de prélèvement biologique). L'Ammonium, le Nitrite, le Phosphore particulaire et le Carbone Organique Total présentent une coévolution assez synchrone (à l'échelle de la saison) avec les variables biologiques. Alors que d'autres comme l'Oxygène dissous, le Nitrate ou les ions Magnésium et Calcium présentent un décalage dans le temps de leur cinétique saisonnière par rapport aux variables biologiques. Enfin, il a été identifié au moins sept groupes de variables biologiques ou de biovolumes par taxon ayant des cinétiques comparables, laissant supposer qu'il est possible de révéler plus précisément les cinétiques communes à certaines cohortes de taxons.

ABSTRACT

This study follows on the one concerning the retrospective analysis of the uncertainty of the physicochemical data monitoring campaigns of Lake Geneva at the SHL2 site between 2002 and 2016. This time, the same exercise is carried out on a few variables of the biological monitoring (biovolumes and chlorophyll a). The same bootstrap variability analysis (impact of the number of samples per season) is therefore repeated. The sensitivity analysis (impact of withdrawal from a depth) was only carried out on the chlorophyll a parameter because it is the only element to have been sampled occasionally at several depths.

The results obtained validate the median sampling plan already in place, with a requested particular attention to zooplankton in the spring. This season presents the most variability while summer is the season with the greatest sensitivities. These results are associated with the appearance of high concentrations for increasingly great depths in the surface zone.

In addition, the link between the biological and physicochemical results was also assessed initially using ordinations (Principal Component Analysis then Redundancy Analysis). But these analyzes being constrained to a synchronous analysis between the variables, the use of the coefficients of cross-correlation between a selection of biological and physicochemical time series made it possible to reveal time lags in their relationships.

The strongest link is logically in the surface area (biological sampling area). Ammonium, Nitrite, Particulate Phosphorus and Total Organic Carbon exhibit synchronous coevolution (seasonally) with biological variables. While others like Dissolved Oxygen, Nitrate or Magnesium and Calcium ions show a time shift in their seasonal kinetics relative to biological variables. Finally, It seems possible to reveal more precisely the kinetics common to certain cohorts of taxa thanks to the identification of a least seven groups of biological variables or biovolumes per taxon with comparable kinetics.

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES (STEU)

ANNUAL MONITORING OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2020

Adrien ORIEZ

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

ACW CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2020, 207 stations de traitement des eaux usées (STEU) étaient en service sur le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'678'755 équivalents-habitants.

Le rendement moyen d'élimination du phosphore sur le bassin versant du Léman s'élève à 90 %. Cet indicateur est dégradé depuis 2017 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEU de Regional-ARA Visp (canton du Valais). Sans tenir compte de cette STEU, le résultat serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 93 %. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95 % fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DCO s'élève à 9'591 tonnes avec un rendement de 93 %. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les bons rendements sont à nuancer par des déversements parfois importants. Les volumes et charges associés restent sous-estimés du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des déversoirs sur les réseaux d'assainissement. En ce sens, la recommandation de la CIPEL adoptée en novembre 2018 sur la mise en oeuvre et mise à jour des diagnostics réseaux souligne l'importance de développer une meilleure connaissance des systèmes d'assainissement.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. Depuis 2001, il est remarqué une tendance globale à la baisse du débit spécifique par temps sec. En 2020, ce dernier s'élève à 259 L EH⁻¹ j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Les efforts entrepris sur les réseaux d'assainissement reflétés dans l'évolution de cet indicateur doivent être poursuivis afin d'exploiter le système d'assainissement dans une logique d'amélioration continue.

Abstract

In 2020, 207 waste water treatment plants (WWTPs) were functioning over the area covered by the CIPEL (watersheds of Lake Geneva and the Rhone River downstream) totaling a treatment capacity of 4,678,755 inhabitant-equivalents.

The mean phosphorus elimination efficiency on Lake Geneva's watershed amounts to 90%. This indicator has degraded since 2017 following a prolonged excess of the Régional-ARA Visp WWTP's discharge requirements (Valais Canton). Not taking this WWTP into account, the result would be an improvement compared to the previous years and would reach 93%. However, continued efforts would reduce the proportion of phosphorus inputs into the lake even more if the mean removal efficiency met the objective of 95% set by the CIPEL in the 2011–2020 action plan.

At the scale of the CIPEL's jurisdiction, the flow of organic matter discharged after treatment expressed by the chemical oxygen demand (COD) amounts to 9591 tonnes with 93% efficiency. These figures demonstrate the good purification performance for organic matter.

The good efficiencies should be nuanced by sometimes substantial dumping. The associated volumes and loads remain underestimated given that the equipment lacks measurement systems of weir runoff into wastewater networks. In this sense, the CIPEL's recommendation adopted in November 2018 on the implementation and updating of the network diagnoses underscores the importance of developing better knowledge of wastewater systems.

The specific runoff in dry weather gives a good idea of parasitic clear water infiltration which flows into the wastewater networks. Since 2001, a global trend towards a reduction of the specific runoff in dry weather has been noted. In 2020, this was 259 L EH-1 d -1 on the scale of the CIPEL's jurisdiction. The programmes undertaken on the wastewater treatment networks reflected in the evolution of this indicator should be pursued so as to utilise the wastewater treatment system with the objective of continuous improvement.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plusieurs décennies le bilan du fonctionnement des stations de traitement des eaux usées (STEU) du bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy. Ce bilan permet d'avoir une vision globale de l'assainissement et des efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origines domestique et industrielle. Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations, en particulier les paramètres de pollution "classiques" que sont la DBO₅, la DCO, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : les directions départementales de la Haute-Savoie, les cantons de Vaud, Valais et Genève ainsi que les Services industriels de Genève et la Régie des Eaux Gessiennes.

Sur la Haute-Savoie, les données de 2020 n'ayant pu être transmises à la rédaction du rapport, les résultats de la campagne 2019 ont été intégrés et repris.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Sur le territoire couvert par la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2020 est le reflet du fonctionnement de 207 STEU, 163 STEU dans le bassin versant du Léman et 44 STEU dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement d'environ 4'678'755 équivalents-habitants (EH).

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL

Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory

Secteur		Nombre	Capacité cumulée (EH)
Léman	Ain	3	21'500
	Genève	-	-
	Haute-Savoie	26	320'125
	Valais	76	1'677'490
	Vaud	58	1'027'195
	Total BV Léman	163	3'046'310
Rhône aval	Ain	8	13'835
	Genève	8	984'395
	Haute-Savoie	28	634'215
	Total BV Rhône aval	44	1'632'445
Total territoire CIPEL		207	4'678'755

La majorité des stations sont des systèmes de traitement des eaux usées issues des rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 207 STEU :

- deux sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Evionnaz-Chimie en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- cinq sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, Aigle et Eclepens sur Vaud ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 66 % de la capacité de traitement des STEU du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que les installations à aération prolongée ou faible charge traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEU). De plus, les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge sont à privilégier car ils permettent un meilleur traitement des fractions biodégradables de certains micropolluants.

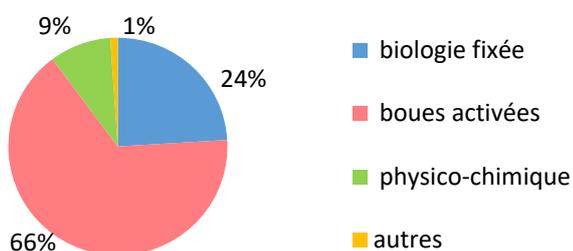


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEU du territoire suivant les procédés d'épuration en 2020

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used in 2020

Ancienneté des équipements. Moins d'un cinquième de l'effectif du parc épuratoire a été créé ou rénové il y a 10 ans ou moins ; environ un tiers date de plus de 30 ans (figure 2).

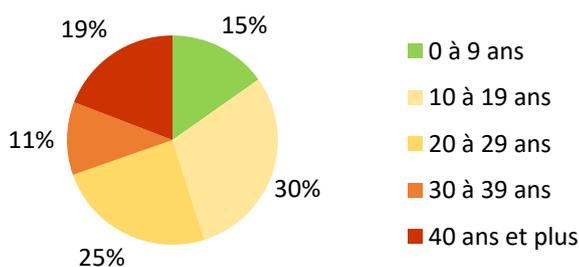


Figure 2 : Répartition en nombre des STEU suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2020

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water treatment system in 2020

Si l'on raisonne en termes de capacité théorique de traitement (figure 3), les équipements les plus anciens se trouvent dans le canton de Vaud. La station d'épuration de Lausanne, d'une capacité de 412'500 EH, construite en 1965, explique en grande partie ce résultat. D'importants travaux de modernisation de la stationsont en cours.

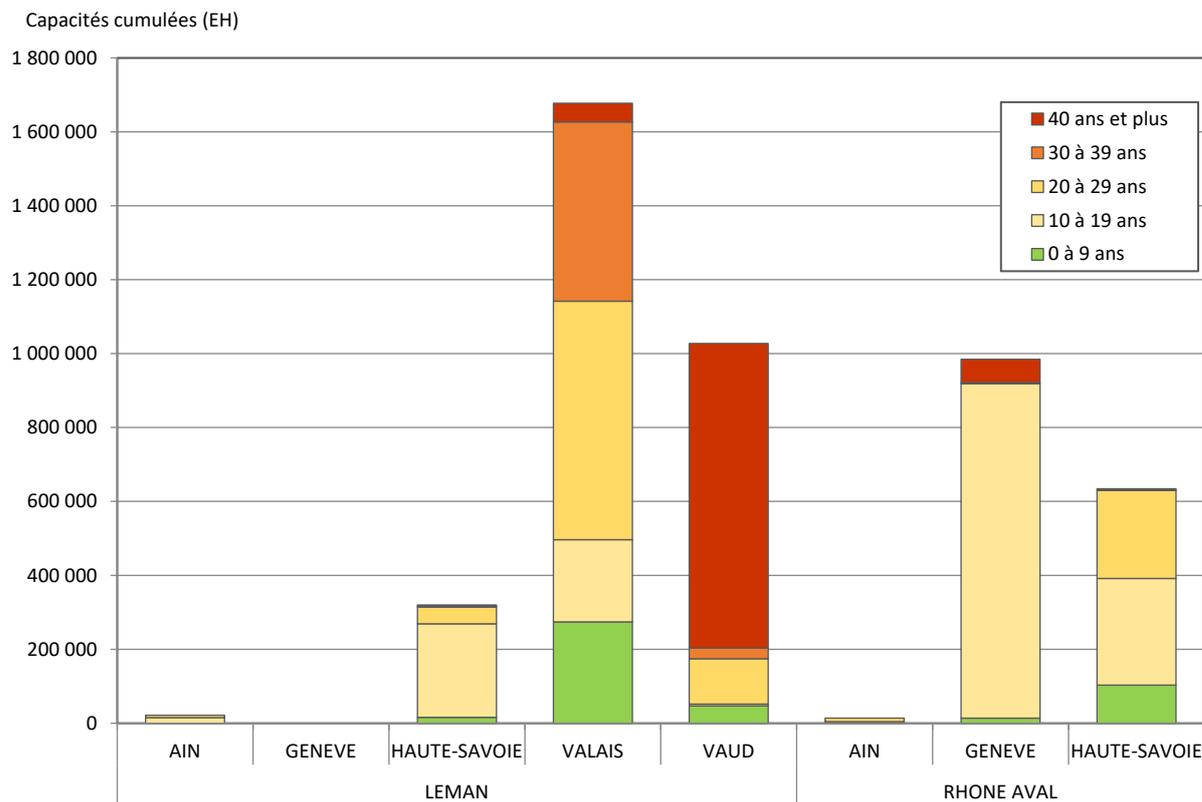


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2020 ou de la dernière rénovation de la filière « eau » (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2020 or their latest renovation (population-equivalent PE)

2.2 CONTROLES DE L'ASSAINISSEMENT

191 STEU ont transmis des données pour les mesures de débit, 175 pour le paramètre phosphore total, 185 pour la DCO et 142 pour la DBO₅. Ces données donnent une très bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEU dont les résultats ont été analysés représentent pour chacun de ces paramètres plus de 85 % de la capacité totale de traitement. La représentativité des résultats 2020 en termes de capacité et de nombre est comparable aux années précédentes.

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEU (avec analyse simultanée des eaux en entrée et en sortie et mesure des débits) varie d'une fois par an à une fois par jour selon les STEU et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEU. A l'échelle du bassin versant, le bilan est considéré comme robuste, les plus grandes STEU, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEU

3.1 DEBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2020 pour 191 STEU du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 755'353 m³. Le volume des eaux traitées en sortie des stations d'épuration s'élève à 710'124 m³, soit environ 94 % du volume total entrant (figure 4).

Une enquête portant sur la connaissance des déversements a été réalisée en 2015 pour les STEU de plus de 2'000 EH (CONDAMINES, 2016). Il en ressort que seuls 37 % des déversoirs situés sur les réseaux et 71 % des déversoirs d'entrée de STEU sont équipés d'un détecteur de surverse, ou d'un système de mesure du débit, ou ont fait l'objet d'une modélisation permettant de quantifier les déversements. Le volume journalier déversé reste donc sous-estimé.

Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement en 2020 représentent environ 6 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux.

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEU du bassin CIPEL en 2020.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2020.

Bassin versant (BV)	Canton / Départ.	Débits mesurés (m ³ /j)					Débit ²⁾ spécifique en L/EH.j	
		Nombre de STEU contrôlées	Déversé en entrée ¹⁾	Entrée de STEU	Déversé en cours de traitement ¹⁾	Sortie	Nombre de STEU contrôlées	Débit spécifique
Léman	Ain	3	86	7'236		7'596	3	469
	Genève	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie	26	243	39'145	64	39'312	11	191
	Valais	61	3'361	195'160	5'467	189'393	57	351
	Vaud	57	10'255	209'789	7'680	202'109	56	285
Total BV Léman		147	13'946	451'330	13'211	438'410	127	298
Rhône aval	Ain	8	73	3'694	4	3'837	7	309
	Genève	8	2'829	199'603	4'992	194'652	6	223
	Hte-Savoie	28	452	83'427	9'944	73'225	17	193
Total BV Rhône aval		44	3'354	286'724	14'940	271'714	30	214
Total territoire CIPEL		191	17'299	738'054	28'151	710'124	157	259

¹⁾ : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

²⁾ : Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.



Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEU du territoire de la CIPEL en 2020

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2020

Les débits spécifiques par temps sec indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes, telles que les eaux de drainage, les eaux souterraines, les eaux de fontaines ou de captage de sources. Le calcul des débits spécifiques est le suivant :

$$Q_{spe} = \frac{1}{2} (Q_{j20} + Q_{j50}) / EH$$

avec : Qj 20 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20 % des jours de l'année

Qj 50 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50 % des jours de l'année

EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO₅ (avec 1 EH = 60 g/j de DBO₅), en phosphore total (1 EH = 1.8 g/j de Ptot), et en DCO (1 EH = 120 g/j de DCO).

Depuis 2001, le débit spécifique par temps sec tend à diminuer (figure 5) est à mettre en relation avec la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. En 2020, il est estimé à 259 L/EH.j. Si l'on admet que la consommation journalière par habitant est d'environ 150 litres et sachant que des réseaux de bonne qualité peuvent véhiculer jusqu'à 30 % d'eaux claires parasites, cela correspond à un débit spécifique de l'ordre de 220

L/EH.j. Par conséquent, la valeur de 259 L/EH.j reste importante. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et améliorer le fonctionnement des STEU.

Remarques : Avant 2015, l'estimation du débit spécifique n'incluait pas la DCO et l'équivalent en Ptot se basait sur l'hypothèse 1 EH = 2.2 g/j de Ptot. La méthodologie de calcul a été revue de manière à la rendre cohérente avec les valeurs de référence française et suisse, suite notamment à l'arrêt d'utilisation de détergents avec phosphates dans les lessives par les ménages (Stricker et al, 2010 ; VSA, 2014).

Depuis 2015, l'estimation du débit spécifique inclut la DCO, la DBO5 et le Ptot. Le changement de méthodologie induit une amélioration théorique de l'estimation du débit spécifique à l'échelle du territoire de la CIPEL. Avec l'ancien ratio, la valeur de débit spécifique moyenne pour 2020 serait de 270 L/EH.j.

La méthodologie de calcul du débit spécifique prend en compte uniquement la part domestique des STEU qui reçoivent une part importante d'effluents industriels.

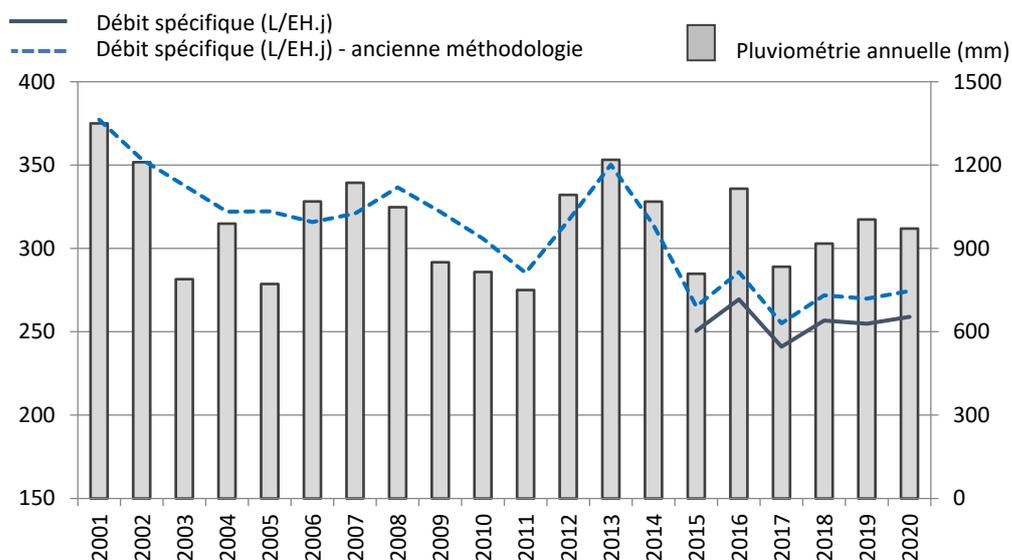


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L/EH.j) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001.

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L/PE.d) and mean rainfall (mm) since 2001.

3.2 PHOSPHORE TOTAL ET REACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.A PHOSPHORE TOTAL DANS LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Les exigences suisses et françaises pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute considérée en kg/j de DBO ₅	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 mgP/L	80 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	600 à 6'000 kg/j > 6'000 kg/j	2.0 mgP/L 1.0 mgP/L	80 % 80 %
CIPEL	Plan d'action 2011-2020		0.8 mgP/L	95 %

Rq : 600kgO₂/j correspondent à 10'000 EH DBO₅.

Le tableau 5 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2020.

En 2020, 139 stations du bassin du Léman ont transmis les données relatives au suivi de leurs flux entrants et sortants de phosphore (pour au moins un jour de l'année), représentant 99 % de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station.

En 2020, le flux global entrant est estimé à 844 tonnes (contre 784 tonnes en 2019). Les concentrations moyennes en entrée s'élèvent à 5.0 mgP/L, valeur supérieure à 2019 (+8 %).

Caractéristiques du fonctionnement des STEU et des rejets.

Depuis 2017, une augmentation de la charge sortante en phosphore total au niveau de la STEU de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais, conduit à des performances globales plus faible pour le paramètre phosphore, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (90 %). Sans la STEU de Regional-ARA Visp, il serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 93 %.

Les flux rejetés en 2020 sont estimés à 85 tonnes de phosphore d'origine domestique et industrielle rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman (81 tonnes en 2019, 96 tonnes en 2018 et 98 tonnes en 2017).

En tenant compte des déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman en 2019 s'élève à 120 tonnes pour un rendement d'épuration de 86 %. On peut toutefois remarquer que l'information relative aux déversements reste difficile à interpréter vu la faible représentativité des mesures de déversements et le fait que les déversements sur les réseaux ne sont pas pris en compte. Les bons rendements des stations d'épuration ne permettent donc d'appréhender que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

Il est remarqué que les stations qui présentent les rejets les plus importantes du bassin sont celles de Regional-ARA Visp, qui représente 40 % des rejets dans le bassin (34 tonnes en 2020), de Lausanne (4 tonnes en 2020, soit 5 % des rejets au Léman), et de Thonon (3.5 tonnes en 2020, soit environ 4 % des rejets au Léman).

La CIPEL recommande dans son plan d'action 2011-2020, un objectif de 95 % de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement (et à déversements constants), 43 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman. Actuellement, sur les 139 STEU qui traitent et mesurent le phosphore total, 33 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95 % représentant 36 % de la capacité épuratoire. Notons que 23 STEU ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80 %) représentant 14 % de la capacité épuratoire.

En considérant les performances annuelles moyennes, la majorité des STEU ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Néanmoins les efforts sont à porter chaque jour de l'année et pas seulement en moyenne annuelle afin de réduire les apports en phosphore au lac et atteindre les objectifs du plan d'action de la CIPEL.

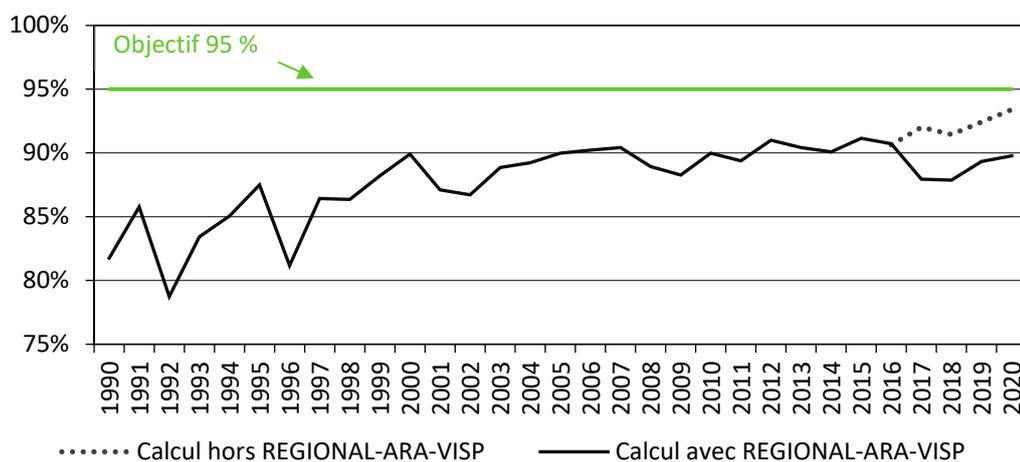


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2020 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEU du bassin du Léman (en vert, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 6 : Change between 1990 and 2020 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (green line : 2020 objective of the Action Plan)

Flux de phosphore total (t/an) - BV du Léman

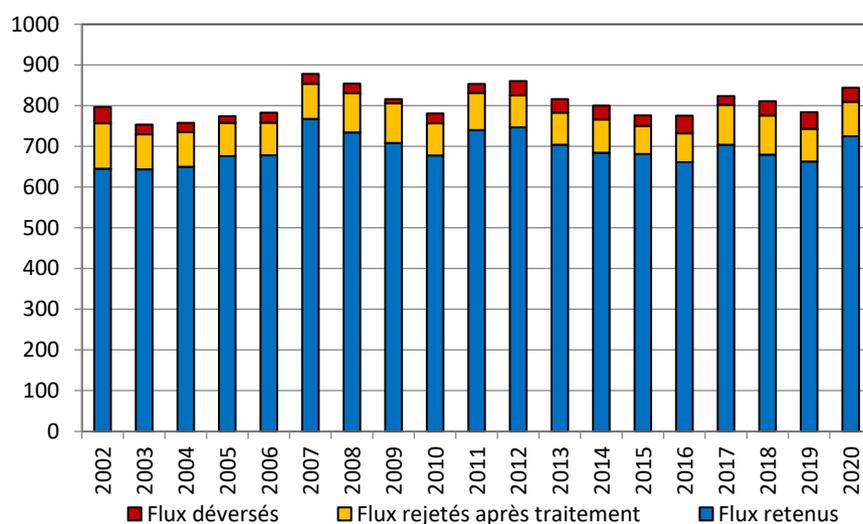


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEU dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

Figure 7 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged by WWTP into the lake Geneva catchment (according to the available data)

3.2.B PHOSPHORE BIODISPONIBLE DANS LE BASSIN DU LÉMAN

Le phosphore total se décompose en (KLEIN, 2014) :

- une forme dissoute, qui comprend le phosphore réactif soluble ou orthophosphate (P-PO₄), prépondérant, et le phosphore organique dissous.
- une forme particulaire (non-dissoute), qui comprend le phosphore organique particulaire et le phosphore inorganique particulaire.

Si l'on fait l'approximation que la forme dissoute prépondérante est le phosphore réactif soluble, on peut, en première approche, représenter cela par la relation : $P_{tot} \sim P-PO_4 + P_{part}$

Parmi ces quatre formes, le phosphore biodisponible pour la croissance des algues et qui joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation, se trouve dans :

- le phosphore réactif soluble (P-PO₄), qui est directement biodisponible, et qui représente la fraction la plus importante au plan biologique
- une partie du phosphore organique dissous (qui peut être métabolisé sous certaines conditions)
- une partie du phosphore particulaire.

En suivant l'approximation précédente, cela peut s'exprimer ainsi : $P_{\text{tot_BIODISP}} \sim P\text{-PO}_4 + P_{\text{part_BIODISP}}$.

Phosphore réactif soluble (P-PO₄). En 2020, parmi les 163 STEU présentes sur le bassin versant du Léman, 103 STEU ont analysé l'orthophosphate en sortie. Elles représentent 85 % de la capacité totale de traitement des STEU et participent au rejet de 12 tonnes de P-PO₄ au Léman. Cette estimation est comparable à la campagne de 2019.

Phosphore particulaire biodisponible P_{part_BIODISP}. Une campagne réalisée à la fin des années 1980 permet d'évaluer à 80 % cette part du phosphore particulaire qui est biodisponible en sortie de station d'épuration :

$$P_{\text{part_BIODISP}} = 80 \% P_{\text{part}}$$

Avec $P_{\text{part}} \sim P_{\text{tot}} - P\text{-PO}_4$, où :

- P_{tot} a été détaillé plus haut : rejet de 85 tonnes de la part de 99 % des stations (en capacité)
- P-PO₄ est détaillé ci-dessus : rejet de 12 tonnes de la part de 85 % des stations (en capacité)

En extrapolant ces chiffres à 100 % du parc épuratoire, on peut approcher la part particulaire biodisponible P_{part_BIODISP} à 57 tonnes ($P_{\text{part_BIODISP}} = 0.8 \times (P_{\text{tot}} - P\text{-PO}_4)$).

Phosphore biodisponible P_{tot_BIODISP}. En additionnant le phosphore réactif soluble et la part biodisponible du phosphore particulaire ($P_{\text{tot_BIODISP}} \sim P\text{-PO}_4 + P_{\text{part_BIODISP}}$) extrapolés à 100 % de la capacité épuratoire, on peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 71 tonnes en 2020. Si l'on tient compte des déversements, le flux est estimé à 99 tonnes.

3.3 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE (DBO₅)

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

En Suisse, depuis le 1^{er} janvier 2016 la norme relative à la DBO₅ ne s'applique plus systématiquement à toutes les STEU (annexe 3.1 de l'OEaux), mais à celles pour lesquelles les concentrations de DBO₅ dans les eaux polluées peuvent avoir des effets néfastes sur la qualité de l'eau d'un cours d'eau.

	Réglementation	Charge brute considérée en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 kg/j de DBO ₅ > 600 kg/j de DBO ₅	20 mg O ₂ /L 15 mg O ₂ /L	90 % 90 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg/j de DBO ₅ >120 kg/j de DBO ₅	35 mg O ₂ /L 25 mg O ₂ /L	60 % 80 %

Rq : 600 kg O₂/j correspondent à 10'000 EH DBO₅ ; 120 kg O₂/j correspondent à 2'000 EH DBO₅

Le tableau 6 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2020, 142 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO₅, représentant 86 % de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2020 il est de 97 % sur les eaux traitées et de 93 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 8.9 mg O₂/L.

Ces résultats globaux supérieurs aux exigences légales sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEU du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 131 STEU présentent un rendement supérieur à 90 %. Ces 131 STEU reçoivent 97 % de la charge totale mesurée en entrée.

La figure 8 présente l'évolution des charges organiques reçues et rejetées. En 2020, le flux de pollution de la matière organique est de 1'892 tonnes d'O₂ après traitement. A ce rejet s'ajoutent 1'964 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

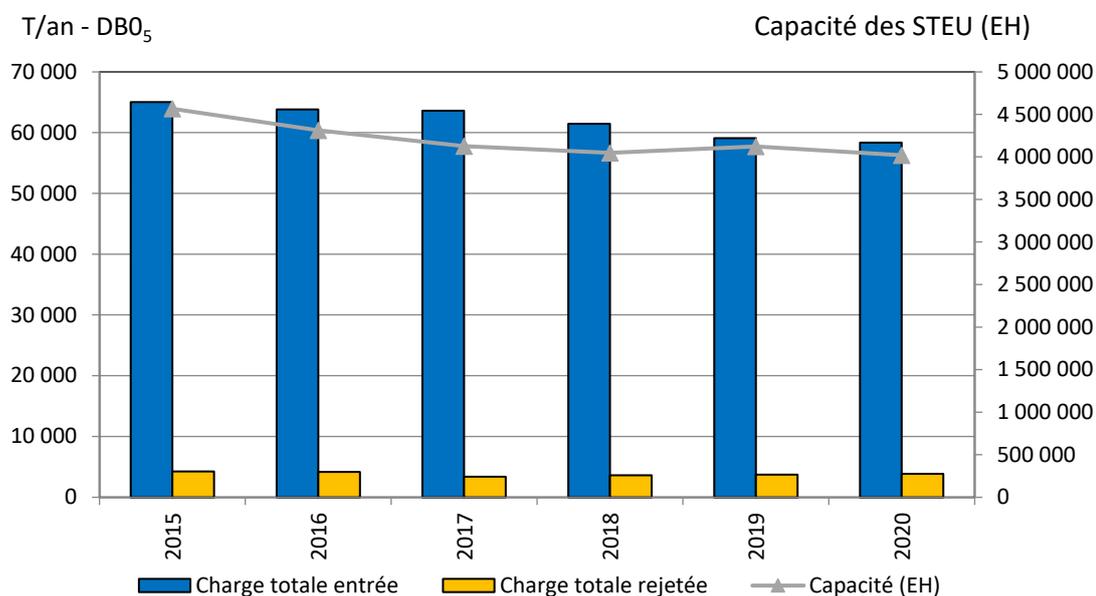


Figure 8 : Évolution des charges organiques exprimées en DBO₅ reçues et rejetées par les STEU du territoire couvert par la CIPEL (d'après mesures disponibles)

Figure 8 : Evolution of Biochemical oxygen demand received and discharged by the WWTPs of the territory covered by the CIPEL (according to available measurements)

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 48 % de la charge brute de pollution organique : Aire (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais). Les STEU d'Aire et de Lausanne représentent à elles seules 32 % des rejets.

3.4 DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO)

La caractérisation des rejets par l'évaluation de la demande chimique en oxygène est intégrée au rapport depuis 2015. Ce paramètre est complémentaire à la DBO₅ : le premier renseigne sur la totalité des matières oxydables ; le second indique la quantité de matières biodégradables d'un effluent.

Le paramètre DCO fait d'ores et déjà référence pour les administrations françaises et suisses ; par souci de cohérence et pour garantir une meilleure représentativité des suivis considérés, cet indicateur est intégré aux suivis de la CIPEL.

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande chimique en oxygène (DCO) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute considérée en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 1200 kg/j de DCO > 1200 kg/j de DCO	60 mg O ₂ /L 45 mg O ₂ /L	80 % 85 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg/j de DBO ₅ >120 kg/j de DBO ₅	200 mg O ₂ /L 125 mg O ₂ /L	60 % 75 %

Rq : 1200 kg O₂/j correspondent à 10'000 EH DCO.

Le tableau 7 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique selon la DCO.

En 2020, 185 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DCO, représentant 99 % de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL s'élève à 93 % (92 % en 2018). La concentration moyenne de sortie est de 37 mg O₂/L.

Ces résultats globaux sont supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEU du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 147 STEU ont un rendement supérieur à 90 % et reçoivent 92 % de la charge totale mesurée en entrée.

La figure 9 présente l'évolution des charges organiques reçues et rejetées selon la DCO. En 2020, le flux de pollution de la matière organique est de 9'591 tonnes d'O₂ après traitement. A ce rejet s'ajoutent 4'752 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

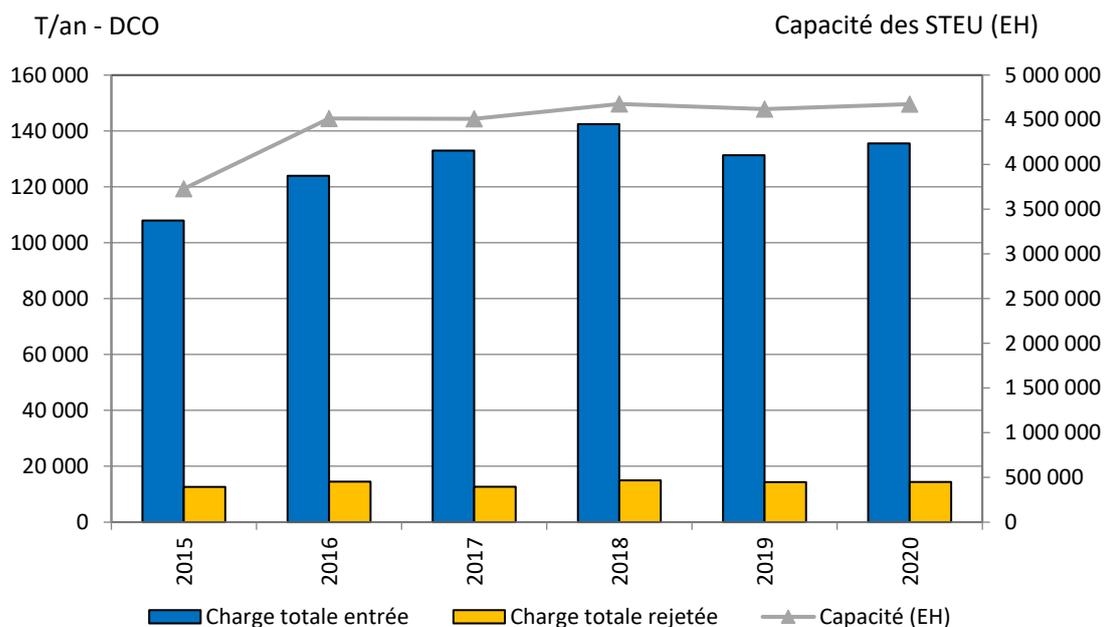


Figure 9 : Évolution des charges organiques exprimées en DCO reçues et rejetées par les STEU du territoire couvert par la CIPEL (d'après mesures disponibles)

Figure 9 : Evolution of Chemical oxygen demand received and discharged by the WWTPs of the territory covered by the CIPEL (according to available measurements)

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 43 % de la charge brute de pollution organique : Aire (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), et Regional-ARA-Visp (canton du Valais) et Monthey-CIMO (canton du Valais). Ces trois stations représentent également 40 % des rejets.

Le ratio DCO/DBO permet de caractériser la biodégradabilité des effluents. A l'échelle du territoire, il est de 2.1 pour les eaux brutes (facilement biodégradable).

Tableau 3: Biodégradabilité des effluents à l'entrée des stations d'épuration du territoire en 2020, exprimée par le ratio DCO/DBO (inférieur à 2 : bonne biodégradabilité ; entre 2 et 4 : moyenne ; plus de 4 : mauvaise)

Table 3 : Biodegradability of effluents at the entrance of water treatment plants in 2020, expressed as the COD to BOD ratio (smaller than 2 : good biodegradability ; from 2 to 4 : average ; greater than 4 : poor)

Bassin versant	Canton / Départ.	Ratio des concentrations DCO / DBO
Léman	Ain	2.6
	Genève	-
	Hte-Savoie	2.4
	Valais	2.4
	Vaud	2.3
Total BV Léman		2.3
Rhône aval	Ain	2.7
	Genève	1.7
	Hte-Savoie	2.3
Total BV Rhône aval		1.8
Total territoire CIPEL		2.1

3.5 AZOTE AMMONIACAL (NH₄)

La concentration en azote, essentiellement sous forme ammoniacale, dans les rejets d'eaux usées des STEU, a un impact sur la qualité des écosystèmes des rivières, et notamment sur la population piscicole. En effet, l'ammonium peut se transformer en ammoniac, un gaz dissous très toxique pour les poissons. De plus, la transformation de l'ammonium en nitrite (toxique) et en nitrate, conduit à un appauvrissement du milieu en oxygène, ce qui est très dommageable pour les espèces aquatiques.

Des objectifs de rejet peuvent être fixés localement par les autorités compétentes pour certaines STEU, et plus particulièrement pour celles qui rejettent leurs eaux traitées dans les cours d'eau qui ont une faible capacité de dilution ou qui ne remplissent pas les objectifs de qualité d'eaux.

En 2020, 85 STEU ont un objectif de rejet pour l'azote ammoniacal dont 76 % sont conformes à l'objectif de rejet dans les eaux qui leur est fixé.

4. MICROPOLLUTION

4.1 INTRODUCTION

La prise de conscience de l'importance des apports en micropolluants par les stations d'épuration domestiques ou communales a été à l'origine de plusieurs démarches de suivis ponctuels les années passées. Aujourd'hui, la France, la Confédération suisse et les cantons ont mis en place des approches spécifiques pour la caractérisation des flux de micropolluants dans les STEU.

Ces suivis ne sont pas homogènes dans leurs finalités ni leurs modalités. Leur homogénéisation, à long terme, constitue cependant un enjeu pour la CIPEL. L'obstacle principal à la comparaison des résultats à l'échelle du territoire est que les listes de substances suivies ne sont pas les mêmes au sein de chaque entité.

En France, une circulaire ministérielle parue en 2016 concerne le suivi des micropolluants imposé au maître d'ouvrage des STEU. Les campagnes de recherche sont composées d'une série de mesures en entrée et sortie de station dont la liste des micropolluants à mesurer est annexée à la circulaire. Les premières campagnes ont eu lieu en 2018 et avec une fréquence de mise en oeuvre de 6 ans.

En Suisse, le suivi est notamment en lien avec la stratégie de la Confédération pour la réduction des micropolluants provenant de l'assainissement urbain grâce à l'équipement spécifique de certaines stations pour le traitement de la micropollution. Une liste de substances indicatrices de l'efficacité des STEU vis-à-vis des micropolluants d'origine domestique est intégrée dans la législation fédérale. Les cantons suivent ces substances ainsi que d'autres traceurs de la pollution domestique (substances pharmaceutiques, inhibiteurs de corrosion, biocides, etc.). Ces suivis peuvent varier d'année en année.

4.2 SUIVIS ENGAGÉS EN 2018, 2019 ET 2020

Sur ces trois années, ce sont au total 46 stations domestiques qui ont fait l'objet d'un suivi représentant 71 % de la capacité du parc.

Tableau 4 : Suivis de la micropollution en sortie de STEU en 2018, 2019, 2020 (hors STEU industrielles).

Table 4 : Monitoring of micropollution exiting WWTPs in 2018, 2019, 2020 (barring industrial WWTPs).

		Parc en service en 2020 y.c stations mixtes et industrielles		Suivis effectués en 2018, 2019, 2020 sur les micropolluants			
		Nombre de STEU	Capacité cumulée (EH)	Nombre de STEU suivies	Nombre de substances suivies	Fréquence des suivis	Part de la capacité de la zone
BV Léman	AIN	3	21'500	1	89	6 par an	70 %
	GENEVE	-	-	-	-	-	-
	HTE-SAVOIE	26	320'125	4	84	6 par an	89 %
	VALAIS	76	1'677'490	6	47	1 par an	42 %
	VAUD	58	1'027'195	20	36	4 par an	91 %
	Total	163	3'046'310	31			64 %
BV Rhône aval	AIN	8	13'835	-	-	-	-
	GENEVE	8	984'395	3	12	12 par an	81 %
	HTE-SAVOIE	28	634'215	12	84	6 par an	95 %
	Total	44	1'632'445	15			85 %
Total CIPEL		207	4'692'820	46			71 %

5. CONCLUSIONS

Le bilan global de l'assainissement en 2020 est bon comme en témoigne les performances épuratoires sur le phosphore et la matière organique. Ces rendements sont péjorés par des déversements non négligeables d'eaux non traitées ou partiellement traitées se produisant lors de pointes de débits dues aux pluies.

Sur le bassin versant du Léman, la performance d'élimination du phosphore s'est dégradée depuis 2017 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEU de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais. Sans tenir compte de cette STEU, le rendement global sur le phosphore serait en amélioration par rapport aux années précédentes. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95 % fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

Les rejets d'azote ammoniacal restent importants. Les efforts sur l'amélioration des performances épuratoires doivent être accentués afin que l'ensemble des STEU respectent les objectifs de rejet qui leur sont fixés.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, une amélioration du débit spécifique global est remarquée depuis plusieurs années. Bien que d'importants travaux de réhabilitation ou de mise en séparatif des réseaux soient effectués chaque année, la lutte contre les eaux claires parasites est un travail de longue haleine dont les efforts sont perceptibles sur le long terme.

6. BIBLIOGRAPHIE

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4)

Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. Version consolidée au 01 janvier 2016.

Circulaire du 12 août 2016 relative à la recherche de micropolluants dans les eaux brutes et dans les usées traitées de stations de traitement des eaux usées et à leur réduction.

CONDAMINES, M. (2016) : Contrôle des stations d'épuration (STEU). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 171-190

KLEIN, A. (2014). Les apports par les affluents au Léman et au Rhone à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 120-131

Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (Etat le 1er mai 2017).

STRICKER A-E, HEDUIT, A. et GARNAUX, S. (2010). Phosphore des eaux usées : nouvelles données, conséquences pour l'épuration. POLLUTEC 2010 – Journée d'échanges.

VSA (2014). Définition et standardisation d'indicateurs pour l'assainissement. Recommandation 2014.

7. ANNEXES

ANNEXE 1

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEU des différentes entités en 2020.

Table 5 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2020.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEU contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mg P/L)		Rendements *		
			déversé en entrée	en entrée de STEU	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEU	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	0.1	9	-	1	3.4	0.2	92%	92%	91%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie**	22	0.6	98	0.1	8	6.9	0.6	92%	92%	91%
	Valais	57	0	317	11	54	4.5	0.8	83%	80%	80%
	Vaud	57	16	403	7	22	5.3	0.3	94%	93%	89%
Total BV Léman		139	16	828	18	85	5.0	0.5	90%	88%	86%
Rhône aval	Ain	8	0.1	7	-	3	4.8	2.4	49%	49%	48%
	Genève	8	1	392	8	82	5.4	1.2	79%	77%	77%
	Hte-Savoie **	20	1	201	16	54	6.6	2.0	73%	65%	65%
Total BV Rhône aval		36	2	599	25	139	5.7	1.4	77%	73%	72%
Total territoire CIPEL		175	19	1'427	43	224	5.3	0.9	84%	81%	80%

* : Seules les STEU du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

** : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2019

ANNEXE 2

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEU des différentes entités en 2020.

Table 6 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2020.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEU contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO ₅ (mg O ₂ /L)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEU	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEU	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	4	225	-	10	85.0	3.7	95%	95%	94%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie*	25	20	3'297	3.2	67	230.8	4.7	98%	98%	97%
	Valais	15	8	11'193	39	236	469.9	10.0	98%	98%	97%
	Vaud	57	494	12'890	287	574	168.3	7.8	96%	93%	90%
Total BV Léman		100	527	27'605	329	888	235.3	7.8	97%	96%	94%
Rhône aval	Ain	8	4	190	-	13	140.9	9.6	93%	93%	91%
	Genève	8	52	22'665	400	502	311.1	7.1	98%	96%	96%
	Hte-Savoie*	26	40	7'252	612	488	238.1	18.3	93%	85%	84%
Total BV Rhône aval		42	96	30'106	1'013	1'004	287.7	10.1	97%	93%	93%
Total territoire CIPEL		142	623	57'712	1'341	1'892	260.0	8.9	97%	94%	93%

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2019

ANNEXE 3

Tableau 7 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DCO pour les STEU des différentes entités en 2020.

Table 7 : Assessment of the loads, concentrations and yields of COD for the WWTPs of the various entities in 2020.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEU contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DCO (mg O ₂ /L)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEU	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEU	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	11	581	-	51	220.0	18.5	91%	91%	90%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie*	25	50	8'017	8	419	561.1	29.2	95%	95%	94%
	Valais	58	70	40'277	616	2'794	565.9	40.5	93%	92%	91%
	Vaud	57	1'144	29'878	530	2'223	390.2	30.1	93%	91%	87%
Total BV Léman		143	1'275	78'753	1'155	5'488	478.2	34.3	93%	92%	90%
Rhône aval	Ain	8	10	512	-	67	379.8	47.8	87%	87%	85%
	Genève	8	95	38'458	711	2'491	527.9	35.1	94%	92%	91%
	Hte-Savoie*	26	92	16'339	1'415	1'546	536.6	57.8	91%	82%	81%
Total BV Rhône aval		42	196	55'309	2'125	4'104	528.5	41.4	93%	89%	88%
Total territoire CIPEL		185	1'472	134'061	3'280	9'591	497.8	37.0	93%	90%	89%

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2019

